



CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO, TIPO
LODO ATIVADO, DE UMA INDÚSTRIA DE LATICÍNIO**

Marcos Vinícius Tenedini

Lajeado, novembro de 2016.

Marcos Vinícius Tenedini

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO BIOLÓGICO, TIPO LODO ATIVADO, DE UMA INDÚSTRIA DE LATICÍNIO

Trabalho de Conclusão de Curso – Etapa II
submetido ao Curso de Engenharia Ambiental,
do Centro Universitário UNIVATES, como
requisito para obtenção do grau de Bacharel em
Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Me. Maria C. de Almeida Silva

Lajeado, novembro de 2016.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Clarêncio e Marli, pelos ensinamentos de respeito, persistência, honestidade e educação, os quais refletiram em exemplo de vida. A meu irmão Mateus pelo companheirismo, irmandade e amor de família.

A minha namorada, Ioara, pelo estímulo, compreensão, amor e auxílio na realização deste trabalho e ao longo de minha graduação. Por criar as condições certas para que eu nunca desistisse de nadar.

A minha segunda família, meu sogro e minha sogra Valdemiro e Edite Thums, por todo o acolhimento e dedicação que tiveram por mim, exemplos de amor e cuidado ao próximo.

A minha orientadora, Maria Cristina, pelo seu grandioso conhecimento, amizade, comprometimento e dedicação, os quais foram fundamentais na realização deste trabalho.

Ao meu amigo e sócio, Nilso Misturini, pela contribuição de seus conhecimentos com o presente trabalho.

Ao Engenheiro Carlos Araújo, pela primeira oportunidade profissional e pelo seu exemplo de profissionalismo, ética e competência.

Ao Engenheiro Pedro Jung, pela amizade e pelo grande profissional que és, o qual teve contribuição direta para que esse trabalho fosse realizado.

Ao meu amigo/irmão Cátio A. da Silva, cujo qual sei que sempre acreditou em mim e sempre esteve ao meu lado prestando palavras de conforto ou gestos de amizade.

Ao meu amigo Daniel Bandeira, pela sua coragem, garra, persistência e poder de motivação o qual muito contribuiu nesta etapa de minha vida.

Aos demais amigos, colegas e familiares que contribuíram, direta ou indiretamente.

Por fim, agradeço a Deus pela oportunidade de viver e aprender, sempre com força, coragem, dedicação e muita humildade.

“Nunca, jamais desanimeis, embora venham ventos contrários”
(SANTA PAULINA)

RESUMO

A indústria de laticínio possui um importante papel no cenário econômico brasileiro e mundial. Os efluentes provenientes de suas atividades apresentam elevada carga orgânica e concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. O tratamento de efluentes em indústrias de laticínio consiste em várias etapas, sendo que uma delas é o tratamento biológico, que compreende a estabilização da matéria orgânica através da sua decomposição por microrganismos. Um dos processos biológicos utilizados na remoção de poluentes presentes no efluente, e que busca propiciar uma eficiência superior quando comparado a outro processo, é o lodo ativado. O referido estudo tem por premissa a avaliação da eficiência de um tratamento biológico, tipo lodo ativado, que foi projetado para tratar uma vazão de 36.000 m³/mês. Atualmente, o sistema opera em média apenas 28,50% de sua capacidade máxima de tratamento, e mesmo assim, o mesmo apresenta algumas instabilidades operacionais. Isto acarreta baixa eficiência na remoção final de poluentes, especialmente nutrientes, como nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total, logo, não atingindo os padrões necessários constantes na Resolução Estadual CONSEMA 128/06. Desta forma, foram avaliados laudos de análise de parâmetros físicos e químicos: sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), NTK, fósforo total, óleos e graxas vegetais e animais, pH e temperatura, a montante e a jusante do tratamento biológico. O tratamento biológico apresentou uma boa eficiência, todavia, os parâmetros de NTK e fósforo total, oscilaram muito ao longo do período estudado, ficando fora do padrão estabelecido pelo CONSEMA 128/06. Os parâmetros DQO, DBO₅ e SST, apresentaram-se fora do padrão em algumas situações, nos períodos em que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi mais baixa. Além dos referidos parâmetros, foi avaliada também a eficiência na

transferência de OD no reator biológico, com profundidade de 6,0 m, através de aeração mecanizada superficial. Para isso, foram medidos os teores de OD em três pontos do reator biológico a uma profundidade de aproximadamente 1 m, o qual apresentou valores baixos, não ultrapassando a concentração de 2,0 mgO₂/L. Evidenciou-se que a temperatura do líquido no reator interferiu na concentração de OD. A vazão de tratamento mensal e a carga orgânica também foram avaliadas, e verificou-se que, mesmo considerando a maior vazão e a maior carga mensal, as mesmas corresponderam a apenas a 37,72% e 20,26%, respectivamente, da capacidade total. Neste sentido, buscou-se apresentar uma possível solução a este problema, recomendando-se a instalação de sistema de ar difuso.

Palavras-chave: Tratamento biológico. Lodo ativado. Vazão. Oxigênio dissolvido. Parâmetros físicos e químicos.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
A/M	Relação alimento/microrganismo
ID	Idade do lodo
TDH	Tempo de detenção hidráulico
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
pH	Potencial hidrogeniônico
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
P	Fósforo
MO	Matéria Orgânica
OD	Oxigênio dissolvido
SST	Sólidos Suspensos Totais
Q	Vazão
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
SINDILAT	Sindicato da Indústria de Laticínios e Produtos Derivados
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS
Cv	Cavalo-vapor

LISTA DE FIGURA

Figura 1 – Distribuição dos sólidos em efluentes.	25
Figura 2 – Esquema ilustrativo do processo de lodos ativados e seus componentes	34
Figura 3 – Esquema ilustrativo de um floco biológico, demonstrando os microrganismos envolvidos	35
Figura 4 – Fluxograma, para o tipo aeração prolongada.....	39
Figura 5 – exemplos de aeração por difusores porosos e por aspiração	43
Figura 6 – Exemplos de aeradores mecânicos de eixo vertical e horizontal.	44
Figura 7 – Apresentação do fluxograma da estação de tratamento de efluentes do laticínio.	50
Figura 8 – Imagem de satélite, com identificação das etapas da ETE.	51
Figura 9 – Equalizadores utilizados na ETE para controle de vazão bruta e homogeneização do efluente	52
Figura 10 – Vista geral do tratamento físico-químico, com detalhe principal do flotador.....	53
Figura 11 – Divisão do bombeamento do efluente gerado.....	54
Figura 12 – Vista do Reator biológico da unidade de laticínio.....	55
Figura 13 – Vista do Reator biológico da unidade de laticínio, vazio.	55
Figura 14 – Decantador secundário circular, e ponte raspadora de lodo	56
Figura 15 – Caixa de reciclo do lodo	56
Figura 16 – Medidor de vazão e medidor ultrassônico.....	57
Figura 17 – Medidor de vazão e medidor ultrassônico.....	58
Figura 18 – Oxímetro	61
Figura 19 – Detalhes do sistema estudado, com a identificação dos locais de medição do oxigênio dissolvido.	62
Figura 20 – Corte e detalhes do reator biológico, aeradores e ponto de medição de OD.	66
Figura 21 – Vista dos dois sopradores de ar.....	81
Figura 22 – Detalhe da instalação do sistema de ar difuso.....	82

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Variação média e desvios de OD com a temperatura do reator biológico medidos na saída (a), meio (b) e entrada(c) do reator biológico.	63
Gráfico 2 – Variação da temperatura a montante, a jusante e no reator biológico ao longo do período estudado	68
Gráfico 3 – Variação de pH a montante e a jusante do reator biológico ao longo do período estudado.....	69
Gráfico 4 – Variação da DBO5 a jusante e a montante do reator biológico ao longo do período estudado, padrão de lançamento permitido conforme Resolução CONSEMA 128/06, e a eficiência do sistema.....	70
Gráfico 5 – Variação da DQO ao longo do período estudado e o padrão de lançamento permitido, juntamente com a eficiência do sistema	72
Gráfico 6 – Variação de SST a montante e a jusante do reator biológico ao longo do período estudado, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06.....	74
Gráfico 7 – Variação de NTK ao longo do período estudado, a montante e a jusante do reator biológico, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06, juntamente com a eficiência do sistema.....	75
Gráfico 8 – Variação de Fósforo ao longo do período estudado, a montante e a jusante do reator biológico, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06, juntamente com a eficiência do sistema.....	76
Gráfico 9 – Variação da vazão e da carga orgânica ao longo do período estudado	79

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação dos sistemas de lodo ativado de acordo com a idade do lodo.....	38
Quadro 2 – Vantagens e desvantagens do sistema de aeração prolongada	40
Quadro 3 – Informações relacionada ao consumo de água e produção de efluentes	41
Quadro 4 – Eficiência dos difusores	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores de nutrientes encontrados em indústrias de laticínios.....	25
Tabela 2 – Eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos, nutrientes e bactérias de acordo com o tipo de tratamento	28
Tabela 3 – Parâmetros e padrão de emissão.....	58
Tabela 4 – Metodologias utilizadas na análise dos parâmetros.	60
Tabela 5 – Variação de óleos e graxas ao longo do período estudado.....	78

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Temas e objetivos	16
1.2 Objetivos	16
1.2.1 Objetivos específicos.....	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 O Leite e a Indústria de Laticínio	17
2.2 Parâmetros de qualidade.....	19
2.2.1 Temperatura.....	20
2.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)	20
2.2.3 Matéria Orgânica	20
2.2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	21
2.2.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	21
2.2.3.3 Fator de biodegradabilidade	22
2.2.4 Óleos e graxas	22
2.2.5 Nitrogênio e fósforo	23
2.2.6 Sólidos	25
2.2.7 Oxigênio Dissolvido (OD)	26
2.3 Tratamento de efluentes	26
2.3.1 Tratamento preliminar.....	28
2.3.2 Tratamento primário.....	28
2.3.3 Tratamento secundário.....	30
2.3.3.1 Tratamentos aeróbios	31
2.3.3.2 Tratamentos anaeróbios.....	31
2.3.4 Tratamento terciário.....	32
2.4 Lodos Ativados	33
2.4.1 Conceitos relacionados a lodo Ativado	36
2.4.1.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)	36
2.4.1.2 Idade do Lodo (ID)	37
2.4.1.3 Relação alimento microrganismo (A/M)	37
2.4.2 Variantes do processo de lodo ativado.....	37
2.4.3 Aeração prolongada (fluxo contínuo).....	38
2.5 Vazão e Carga.....	41
2.6 Sistema de Aeração	42
2.6.1 Sistema de Ar Difuso	42
2.6.2 Sistema de Aeração Mecânica	44

2.7 Legislação Ambiental.....	45
2.7.1 Licenciamento Ambiental	45
3 METODOLOGIA	47
3.1 Processos e geração de efluente.....	48
3.2 A estação de tratamento de efluentes	49
3.2.1 Tratamento biológico da ETE do Laticínio	53
3.3 Avaliação da eficiência do tratamento	58
3.4 Período de amostragem e coleta de dados.....	59
3.4.1 Dados de vazão e carga.....	59
3.4.2 Parâmetros analisados	60
3.4.3 Oxigênio Dissolvido	61
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	63
4.1 Oxigênio Dissolvido	63
4.2 Análises físicas e químicas	67
4.2.1 Temperatura.....	67
4.2.2 pH	68
4.2.3 DBO ₅	69
4.2.4 DQO	71
4.2.4.1 Relação biodegradabilidade	72
4.2.5 Sólidos suspensos totais	73
4.2.6 Nitrogênio total Kjeldahl	75
4.2.7 Fósforo total	76
4.2.8 Óleos e graxas vegetal e mineral.....	77
4.3 Vazão e carga	78
4.4 Melhoria proposta para a ETE.....	80
5 CONCLUSÃO	84
REFERÊNCIAS.....	87

1 INTRODUÇÃO

Diariamente, bilhões de litros de esgoto e de efluentes industriais, tratados de forma inadequada, são lançados em corpos d'água do mundo inteiro. Todos os anos morrem mais pessoas em virtude da poluição de águas, do que o montante de todas as formas de violência. Grande parte da água doce contaminada tem como destino os oceanos, interferindo nas atividades econômicas e nas áreas costeiras. A poluição das águas esmaece e desola ecossistemas naturais, os quais são primordiais para a saúde humana, a biodiversidade e a produção alimentar (ONU, 2010).

Os despejos industriais, também chamados de efluentes industriais, são fluxos líquidos provenientes de processos ou operações relacionadas a um processo fabril. Seus aspectos coíbem seu aproveitamento (técnico e econômico), na origem de sua geração, destinado assim o lançamento de forma direta ou indireta para um corpo hídrico receptor. O lançamento de efluentes industriais, sem o devido tratamento estabelecido em legislações inerentes, pode acarretar efeitos tóxicos seja em redes públicas ou corpos d'água. O objetivo substancial do tratamento de efluentes é garantir a preservação do meio ambiente, e singularmente de recursos hídricos (CAVALCANTI, 2009).

De acordo com Carvalho (2010), na economia brasileira, a indústria alimentícia exerce papel notável, sendo uma das mais tradicionais ordenações produtivas do país, e a indústria de laticínio está inserida dentro desse importante contexto. Para Almeida (2004), a preocupação ambiental relacionada com os processos industriais exige que órgãos ambientais façam cobranças sobre as indústrias, no que tange a adequações das legislações correntes. Por conseguinte, buscam-se tecnologias na

área do tratamento de efluentes visando o tipo do efluente a ser tratado, atrelado ao custo e ao tempo do tratamento.

O tratamento secundário ou biológico é, em grande parte, aplicado às indústrias de laticínios, cujo objetivo é eliminar carga orgânica como fruto do metabolismo de oxidação e síntese de células (SANTOS et al, 2009). São considerados como tratamentos biológicos processos que necessitam de microrganismos presentes nos esgotos. As atividades relacionadas são majoritariamente transformações de compostos complexos em compostos simples, como sais minerais, gás carbônico e outros (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Todavia, uma estação de tratamento de efluentes (ETE) deve cumprir e contemplar o tratamento dos efluentes gerados com eficiência, ou seja, dentro da legislação pertinente. A âmbito federal ressalta-se a Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e padrões para o lançamento de efluentes. Também há a Resolução CONAMA 430/11, que dispõe sobre as condições, parâmetros, diretrizes e padrões para a gestão do lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores. Reportando-se para o Rio Grande do Sul, âmbito estadual, destaca-se a Resolução CONSEMA 128/06, que estabelece a fixação de padrões de emissão de efluentes em águas superficiais.

O referido estudo tem por premissa a avaliação da eficiência de um tratamento biológico, tipo lodo ativado, a qual foi projetado para atender uma vazão de 36.000 m³/mês. Atualmente, o sistema opera em média 25,80 % de sua capacidade máxima de tratamento, e mesmo assim, o mesmo apresenta algumas instabilidades operacionais. Estas acarretam baixa eficiência na remoção final de poluentes, especialmente nutrientes, como NTK e fósforo total, logo, não atingindo os padrões necessários constantes na Resolução CONSEMA 128/06.

Desta forma, foram avaliados parâmetros físicos e químicos a montante e a jusante do tratamento biológico, a eficiência do sistema de aeração, a partir de dados de transferência de oxigênio (oxigênio dissolvido), e valores mensais de vazão.

Buscou-se identificar as possíveis causas da baixa eficiência do tratamento biológico, no intuito de apresentar soluções para os problemas relacionados à ineficiência do referido tratamento.

1.1 Temas e objetivos

O presente trabalho tem como tema identificar os motivos e apresentar as possíveis soluções relacionadas à ineficiência de um sistema biológico, tipo lodo ativado.

1.2 Objetivos

Avaliar as possíveis causas da diminuição da eficiência de um tratamento biológico, tipo lodo ativado, através de dados de vazão, oxigênio dissolvido e parâmetros físicos e químicos.

1.2.1 Objetivos específicos

- a) Avaliar os valores dos seguintes parâmetros físicos e químicos: sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total, óleos e graxas vegetais e animais, pH e temperatura, a montante e a jusante do reator biológico, relacionando possíveis variâncias ao longo do tempo;
- b) Analisar a eficiência da aeração mecanizada, a partir dos resultados de oxigênio dissolvido em determinados pontos do reator biológico;
- c) Avaliar as vazões mensais e a carga orgânica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O Leite e a Indústria de Laticínio

O leite encontra-se entre os 6 produtos mais vultosos da agropecuária brasileira, à frente de produtos proverbiais, como o arroz e café beneficiado, bem como de indústrias, como siderúrgicas e têxteis. Para cada real de aumento na produção leiteira, há um aumento de cinco reais no aumento do Produto Interno Bruto (PIB). Em virtude da grande adaptação no território Brasileiro, a pecuária leiteira encontra-se marcante em 40% das propriedades rurais, prosperando uma imensa inomogeneidade produtiva, preponderantemente integrada por pequenos e médios produtores (EMBRAPA, 2011).

A estrutura produtiva leiteira no Brasil é muito complicada, devido ao grande número de agentes econômicos atuantes em segmentos de comercialização. As aquisições e tratados engenhosos acabam ampliando o poder de laticínios multinacionais e de supermercados (EMBRAPA, 2010).

Segundo dados do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA 2015), o Brasil ocupa a 5ª posição mundial no ranking de produção de leite, atrás de União Europeia (140 bilhões de litros), EUA (93,123 bilhões de litros), Índia (60,125 bilhões de litros) e China (37 bilhões de litros). Dados do Sindicato da Indústria de Laticínios e Produtos Derivados do Estado do Rio Grande do Sul (SINDILAT 2012), apontam que o mercado interno foi de 34,468 bilhões de litros e a produção foi de 32,304 bilhões de litros.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2015), a produção leiteira no estado do Rio Grande do Sul cresceu 103,39% entre o período de 2004 a 2014. Em 2014, a produção de leite no estado do Rio Grande do Sul foi de 4,80 bilhões de litros, representando a segunda maior produção no País, atrás apenas de Minas Gerais, com uma produção de 9,54 bilhões de litros.

Ainda conforme dados do IBGE (2015), a partir de 1997, começou a se realizar o levantamento de informações relacionadas com a quantidade de leite entregue às indústrias trimestralmente, como matéria-prima. Deste modo, no ano de 2015, a quantidade de leite cru ou resfriado obtida no país foi 24 bilhões de litros de leite.

O leite é constituído basicamente por 87 % de água, de 3 a 4 % de proteínas, de 3,5 a 6 % de gordura, 5% de lactose e por fim uma pequena parcela de minerais como potássio, cloro e cálcio (SEREIA, 2014 apud HENARES, 2015).

De acordo com Saraiva et al. (2009), a indústria de laticínios se insere dentro de um ramo de atividade que requer quantidades consideráveis de água, seja para limpezas, seja para operações de processamento. Isto acarreta geração de grandes quantidades de efluentes líquidos, que apresentam uma elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e agentes infecciosos. Dentro deste contexto, deve ser realizada a identificação de alguns pontos críticos no processo produtivo, avaliando perdas e otimizando processos que demandam grandes quantidades de água. Além disso, faz-se necessária a instalação de uma Estação de Tratamento de Efluentes Líquidos (ETE), para que se tenha um tratamento adequado dos efluentes gerados.

Conforme Peirano (2010), o processo produtivo de uma indústria de laticínio acaba por gerar um efluente de significativa carga poluidora rica em elementos orgânicos para os recursos hídricos. Para Adulkar e Rathod (2014), os efluentes da indústria de laticínio constituem-se basicamente de hidratos de carbono, elevadas gorduras associadas a sólidos de leite, desinfetantes, detergentes e águas de limpezas de pisos e equipamentos. Sendo assim, ressalta-se a necessidade da realização do tratamento deste tipo de efluente antes do seu despejo em algum manancial ou na própria rede pública.

Na visão de Giordano (2004), os efluentes da indústria de laticínios são provenientes das mais variadas limpezas de piso e equipamentos, as quais carregam

resíduos de leite e derivados, juntamente com os produtos de limpeza. De forma mais específica Peirano (2010), descreve as principais fontes de despejo de uma indústria de laticínio:

- Lavagem e limpeza de equipamentos no processo de produção, leite que sobra em caminhões tanques, além das tubulações, tanques e demais embalagens;
- Derrames por causa de operações realizadas de forma inadequada, vazamentos e transbordamento de alguma unidade operacional;
- Produtos químicos utilizados na desinfecção de equipamentos;
- Perdas em equipamentos no processo produtivo, como no pasteurizador e transbordos, ocasionando o envio de produtos durante a evaporação na produção do leite;
- Descarte de produtos inadequados, com soro e rejeitos;
- Arraste de óleo do tipo lubrificante, quando há limpezas nos equipamentos.

As indústrias de laticínios comportam uma grande variedade de atividades e processos que giram em torno dos produtos finais. Contudo, algumas operações como recepção, processamento, tratamento térmico, elaboração de produtos, envase, embalagem, armazenamento e expedição são padronizadas e indispensáveis para grande parte dos processos (ANDRADE, 2011).

2.2 Parâmetros de qualidade

A água, seja na forma de recursos hídricos ou de esgoto, pode ser avaliada de acordo com características enquadradas como parâmetros de qualidade. Porém, deve-se ressaltar a diferença entre o significado de padrão e parâmetro. Parâmetro é a grandeza que indica características, sendo elas de natureza física, química ou biológica. Já padrão se refere a um valor estabelecido e que não pode ser excedido, ou que tenha um valor mínimo, considerando um determinado período. Em tratamento de efluentes, é necessário que se obtenha conhecimentos acerca de parâmetros de qualidade relacionados com as necessidades do projeto, operação, e desempenho de ETEs, juntamente com as exigências legais (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

2.2.1 Temperatura

Parâmetro físico que corresponde a uma parcela muito importante no tratamento biológico, podendo alterar taxas de reações químicas e biológicas. Com o aumento da temperatura, há a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido no meio. Em contrapartida, nesta condição se verifica o maior crescimento biológico, sendo a faixa ideal para o crescimento de 25°C a 35°C (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Na prática, em indústrias de laticínio, a temperatura do efluente bruto varia de 19°C a 42°C, apresentando como média 30°C. As temperaturas elevadas são provenientes de água de lavagem das realizações de limpeza em que são utilizados produtos químicos e de processos de condensação, quando este é despejado (PEIRANO, 2010). Valores parecidos foram encontrados segundo Saraiva et al. (2009) com a temperatura variando entre 19 °C a 47 °C.

2.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Refere-se à quantidade de íons de hidrogênio, indicando uma condição básica, ácida ou neutra (KONRAD et al., 2013). O pH possui papel importante no controle operacional de processos oxidativos de estações de tratamento de efluentes (SANT'ANNA JR., 2013). Para Peirano (2010), os efluentes brutos de laticínios apresentam valores de pH na faixa de 4,2 até 9,2, contudo, em trabalhos práticos, o valor de pH chegou a variar de 2,0 até 12,9, sendo valor médio 7,5. De acordo com Brião (et al.[s. d.], apud Begnini e Ribeiro (2014), o valor médio de pH bruto encontrado na indústria de laticínio estudada foi de 10,45, comprovando assim a realização de limpezas alcalinas na indústria. Na mesma linha, segue o estudo de Saraiva et al. (2009), sendo seus resultados de pH variando entre 5,52 até 12,75.

Os efluentes gerados na indústria de laticínio, quando estão com o pH na faixa de 4, possuem muita facilidade de entrarem em decomposição de forma rápida. Agentes químicos e os próprios desinfetantes utilizados nas limpezas afetam os valores de pH (PEIRANO, 2010).

2.2.3 Matéria Orgânica

A matéria orgânica (MO) presente nos efluentes é um parâmetro de suma importância, pois destaca um dos principais problemas relacionados à poluição de corpos d'água (SPERLING, 2014).

As principais substâncias orgânicas que constituem os efluentes são compostas de proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gordura e óleo (8 a 12%) e outras, como ureia, surfactantes e fenóis, em menor quantidade (METCALF; EDDY, 2003).

De acordo com Sperling (2014), usualmente, não se utiliza a matéria orgânica como parâmetro de controle, como proteínas ou gorduras, visto que há uma certa dificuldade laboratorial para determinar diversos componentes da MO. Dentro deste contexto, pode se adotar métodos indiretos para a determinação da mesma, medindo o consumo de oxigênio através da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e da Demanda química de oxigênio (DQO).

2.2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A demanda bioquímica de oxigênio é a quantidade de oxigênio necessária para que se estabilize a matéria orgânica contida na água ou no esgoto, através de microrganismos, em sua predominância bactérias. Quanto maior for o valor da DBO, maior será a concentração de poluentes biodegradáveis (NUVOLARI, 2003).

Para Peirano (2010), indústrias de laticínio apresentam concentrações de DBO₅ na faixa de 1.000 mg/L à 4.000 mg/L, contudo, em seus estudos experimentais os valores médios diários variam próximo de 10.000 mg/L. Begnini e Ribeiro (2014), encontraram em seu estudo valores de DBO₅ em 8.300 mg/L, demonstrando uma elevada carga orgânica no efluente. Valores altos de DBO₅ também foram identificados de acordo com Henares (2015), sendo a concentração da mesma no efluente bruto de 4.155 mg/L.

2.2.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise da DQO tem por objetivo medir o consumo de oxigênio através da oxidação da matéria orgânica, obtida por meio de um forte oxidante, o dicromato de potássio, em meio ácido (SPERLING, 2014).

Conforme Jordão e Pessôa (2011), um dos motivos de se utilizar o teste da DQO é que o mesmo leva em torno de 2 horas ou menos para que se obtenha o resultado, enquanto a DBO₅ leva no mínimo 5 dias. Todavia, o teste da DQO considera tudo o que é susceptível a demandas de oxigênio, ou seja, não compreende apenas a parte biodegradável, que é a premissa da DBO.

No estudo de Begnini e Ribeiro (2014), os valores de DQO bruto de uma indústria de laticínio apresentaram uma concentração bastante alta, chegando a valores de 17.895 mg/L, demonstrando uma elevada quantidade de matéria orgânica, podendo essa ser biodegradável ou não. Também se destaca os valores de Henares (2015), que obteve resultados de DQO de 11.151,8 mg/L.

2.2.3.3 Fator de biodegradabilidade

Fator contribui com a escolha do tipo de tratamento a ser utilizado. Em esgotos domésticos, essa relação é de 1,7 a 2,4. Valores menores de 2,5 representam uma relação DQO/DBO₅ baixa, indicando que a fração biodegradável é elevada, e que desta forma, a melhor alternativa para o tratamento do efluente é de forma biológica (SPERLING, 2014).

Metcalf e Eddy (2003), adotam uma relação DBO₅/DQO, e consideram esgotos típicos com uma variação entre 0,4 a 0,8. Segundo Peirano (2010), a relação DBO/DQO em efluentes de laticínios, o valor varia de 0,07 a 1,03, sendo o valor médio de 0,57, caracterizando assim a importância do tratamento biológico para o tratamento de tais efluentes

2.2.4 Óleos e graxas

As Indústrias alimentícias caracterizam-se por apresentar em seus efluentes uma quantidade considerável de óleos e graxas, sendo assim, o despejo dessas indústrias contribui para o aumento de matérias graxas em corpos d'água (CETESB

apud MERCADO et al., s/d, documento digital). Um fator negativo da presença dessas substâncias é sua baixa solubilidade e seu acúmulo, os quais causam problemas em processos biológicos (RIGO apud MERCADO et al., s/d, documento digital). As concentrações brutas variam de 200 a 2.000 mg/L, e, caso não sejam tratados em etapas que antecedem aos processos biológicos, acarretam inibição do crescimento bacteriano. Em lodos ativados, as mesmas diminuem a transferência de oxigênio para o meio líquido, dificultando trocas gasosas no reator biológico (VALLADÃO apud MERCADO et al., s/d, documento digital).

Begnini e Ribeiro (2014) destacam uma concentração elevada no efluente bruto da indústria de laticínio estudada, devido à excessiva quantidade de gordura animal presente no efluente bruto oriunda do processo, apresentando valores de 3.686 mg/L. De acordo com Henares (2015), o valor bruto apresentado para óleos e graxas foi de 987 mg/L.

Concentrações altas de óleos e graxas ocasionam entupimentos de tubulações e formação de espuma dentro dos sistemas do tratamento, interferindo diretamente na eficiência dos processos (NUVOLARI, 2003).

2.2.5 Nitrogênio e fósforo

O nitrogênio (N) encontra-se na natureza de forma considerável, representando 78% do volume da atmosfera. Além disso, o mesmo se encontra em vários depósitos de minerais, sendo um constituinte importante de proteína para todos os organismos vivos (CAVALCANTI, 2009).

É um parâmetro importante para o crescimento de organismos e plantas no geral. Quando retratado o assunto poluição, pode-se falar em uma contaminação recente com a presença de nitrogênio orgânico e amoniacal e uma contaminação mais antiga estão presentes sob a forma de nitrato e nitrito (GALINNA, 2012).

O nitrogênio orgânico e a amônia, que é rapidamente hidrolisada e dificilmente encontrada em efluentes brutos, são determinados em conjunto no laboratório através do método Kjeldahl, que por sua vez é chamado de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (MOTA; VON SPERLING, 2009).

O fósforo total (P) pode estar presente sob duas formas: fosfatos orgânicos e fosfatos inorgânicos. A parcela inorgânica se refere a detergentes e produtos químicos utilizados nas limpezas, e a orgânica tem origem fisiológica. Em determinadas situações, a sua presença pode estar relacionada à decomposição de matéria orgânica ou à dissociação de componentes do solo (METCALF; EDDY, 2003).

A remoção dos nutrientes N e P dos efluentes industriais deve ser realizada com eficiência, não apresentando quantidades significativas dos mesmos no seu lançamento no corpo hídrico receptor. Sabe-se que quantidades apreciáveis de N e P em meios líquidos ocasiona o processo de eutrofização, alterando características da água, redução da lâmina líquida e acréscimo de lodo no leito de rios (SANT'ANNA JR., 2013). De acordo com Sperling (2014), a eutrofização é o crescimento descontrolado de plantas aquáticas, sejam elas com pouca movimentação ou aderidas, em condições tais que possam interferir no uso das águas.

O processo de remoção biológica do nitrogênio em efluentes indústrias é constituído por dois ambientes: um aeróbio, que constitui a etapa de nitrificação e que demanda de oxigênio dissolvido no meio líquido, e outro anóxico, para que ocorra a desnitrificação. Para que tais etapas se desenvolvam de forma adequada, fatores como temperatura, pH e oxigênio dissolvido devem ser controlados e atendidos de maneira adequada para que se tenha eficiência na remoção deste componente (SILVA FILHO, 2009).

A redução da quantidade de fósforo presente nos efluentes também constitui uma fundamental importância no que diz respeito a coibir a eutrofização em ambientes aquáticos (HENRIQUE, et al. 2010). A alternativa voltada na remoção biológica de fósforo tem por premissa a capacidade de algumas bactérias heterotróficas, existentes nos processos de lodos ativados, acumularem em sua célula fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, caso haja condições para tal. (WANG et al, 2008, apud HENRIQUE et al. 2010). Em um contexto geral, opta-se pela remoção biológica do fósforo ao invés da precipitação química, ainda mais se apresentar um baixo custo e uma boa eficiência na remoção, cumprindo assim a exigência da legislação (SIDAT; KASAN; BUX, 1999; Van DER POST; SCHUTTE, 2003, apud HENRIQUE et al. 2009).

Em indústrias de laticínio os valores de nutrientes variam de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 – Valores de nutrientes encontrados em indústrias de laticínios

Parâmetro	Variação (mg/L)	Valor médio (mg/L)
Nitrogênio Amoniacal	7,07 – 19,4	6,5
NTK	21,3 – 86,2	41,2
Fósforo	4,2 – 18,5	8,5

Fonte: Peirano (2010).

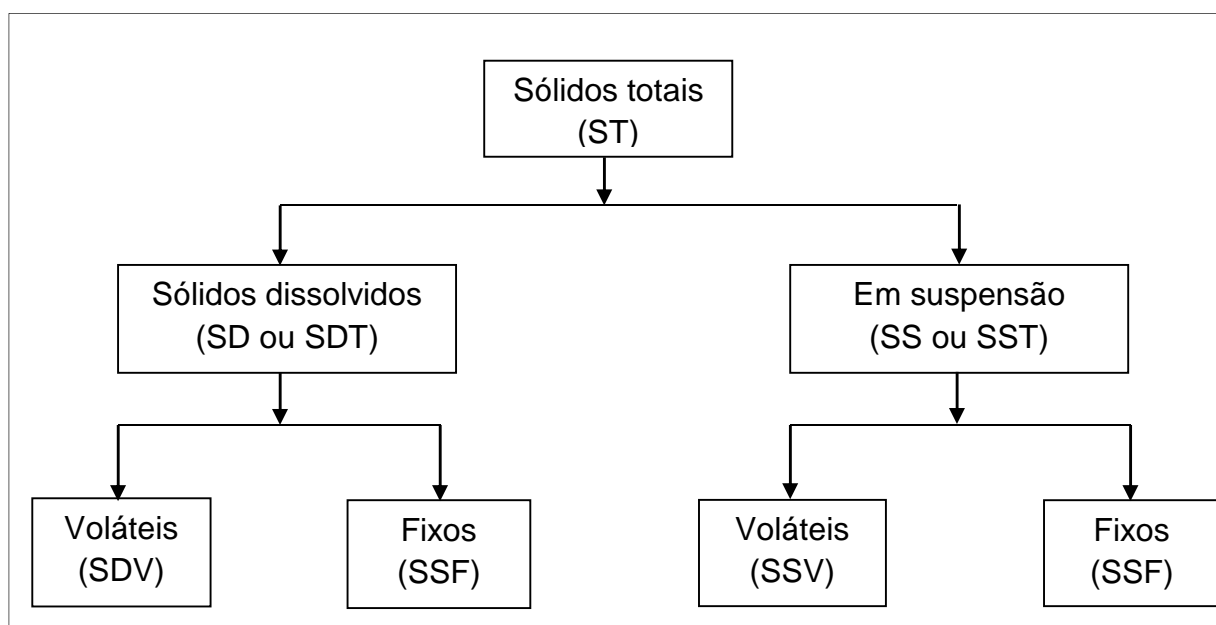
Outros valores de NTK e de P foram encontrados em indústrias de laticínios em concentrações maiores, sendo 122,5 mg/L e 50,3 mg/L (HENARES, 2015); 139 mg/L e 15,6 mg/L (ANDRADE, 2011) respectivamente.

2.2.6 Sólidos

Com exceção dos gases dissolvidos, todos os poluentes da água contribuem para a carga de sólidos. São classificados de acordo com características químicas, sendo sólidos voláteis ou fixos, e conforme seu tamanho, em suspensão ou dissolvidos. Também são diferenciados através de sua sedimentabilidade, em sedimentáveis ou não sedimentáveis (SPERLING, 2014).

Conforme a Figura 1, pode-se ver a distribuição dos sólidos em efluentes.

Figura 1 – Distribuição dos sólidos em efluentes.



Fonte: Sperling (2014), adaptado pelo autor.

Alguns estudos demonstram uma caracterização de sólidos suspensos totais (SST) em efluentes de indústrias de laticínios contendo altas concentrações como 1.144 mg/L (BEGNINI; RIBEIRO, 2014); 972 mg/L (FELIPPE, 2009). Conforme Saraiva et al. (2009), os valores de SST no efluente deste tipo de indústria estão entre 1.812 mg/L a 2.900 mg/L.

2.2.7 Oxigênio Dissolvido (OD)

A temperatura e a pressão influenciam as taxas de oxigênio dissolvido na água. Além desses parâmetros, os poluentes orgânicos também contribuem para que o nível de OD diminua de forma considerável. Quando um efluente com compostos orgânicos é lançado em um corpo d'água, as bactérias presentes na água acabam degradando os mesmos, utilizando o oxigênio disponível (SANT'ANNA JR., 2013). Considerando que a quantidade de OD inicial presente na água seja de 14,2 mgO₂/L a uma temperatura de 0°C, esse valor decai para 7,0 mgO₂/L a uma temperatura de 35 °C, ou seja, reduz praticamente pela metade (FIORUCCI; BENEDETTI, 2005).

Assim, pode-se relacionar que águas de rios ou lagos aquecidos através da poluição térmica apresentam OD baixo. Este é o resultado da operação de usinas geradoras de energia elétrica, que captam essa água para refrigeração e descartam a mesma aquecida novamente em seu ponto de captação. (FIORUCCI; BENEDETTI, 2005).

Os valores de OD mínimos, para que se mantenha uma boa condição aeróbia no meio líquido de um reator biológico, dependem de vários fatores, como o tamanho do floco biológico, temperatura, taxas de consumo de OD e intensidade da agitação. Assim, verifica-se a ampla variação das concentrações de OD nos sistemas de tratamento (PICKBRENNER, 2002).

2.3 Tratamento de efluentes

O lançamento dos efluentes gerados em processos industriais, em geral, tende a ser em corpos d'água. Isto pode vir a causar certos inconvenientes, como por exemplo, a letalidade de peixes e demais organismos aquáticos, liberação de odores

desagradáveis, sabor incomum na água potável, entre outros. A contaminação de águas para abastecimento influencia diretamente na saúde pública, desencadeando uma série de doenças, como a febre tifoide e cólera. Assim, é com a premissa de evitar tais inconvenientes que se busca pelo tratamento de efluentes (IMHOFF, 1996).

Devido à grande quantidade de água que uma indústria alimentícia necessita em seus processos, a mesma representa uma das atividades mais poluidoras. Os efluentes provenientes dessas atividades apresentam elevados teores de proteínas e lipídios, o que em decorrência acaba por elevar e alterar parâmetros ambientais tais como: DBO, DQO, cor, turbidez e pH (METCALF; EDDY, 2003).

O lançamento dos efluentes gerados pelas empresas para locais mais longe possível, sem que haja uma preocupação com tal ação, deixou de ser aceitável. Com legislações cada vez mais restritivas e com foco no desenvolvimento sustentável, as empresas são obrigadas a realizar o tratamento e controlar a poluição (SIMÃO, 2011).

Para Jordão e Pessoa (2011), o tratamento de efluente é uma série de etapas, com a finalidade de remoção de substâncias inadequadas, ou a transformação destas em formas que possam ser aceitas.

Conforme Sperling (2014), um sistema de tratamento de efluentes pode ser dividido dentro dos seguintes níveis:

- Preliminar;
- Primário;
- Secundário;
- Terciário (eventualmente).

A eficiência dos diversos níveis de tratamento normalmente está relacionada com a diminuição da matéria orgânica (DQO ou DBO), ou na remoção de coliformes, ou ainda na redução de sólidos em suspensão (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

O potencial da poluição de efluentes é diretamente relativo à concentração dos poluentes presentes. Pode-se determinar o tipo de tratamento necessário para que se obtenha uma viabilidade segura para a reutilização ou o descarte adequado dos

mesmos, de acordo com as suas características físicas, químicas e biológicas (GUTTERRES; AQUIM, 2013).

Tabela 2 – Eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos, nutrientes e bactérias de acordo com o tipo de tratamento

Tipo de tratamento	Matéria orgânica (% remoção DBO)	Sólidos em suspensão (% remoção SS)	Nutrientes (% remoção nutrientes)	Bactérias (% remoção)
Preliminar	5 – 10	5 – 20	Não remove (*)	10 – 20
Primário	25 - 50	40 – 70	Não remove (*)	25 – 75
Secundário	80 – 95	65 – 95	Pode remover	70 – 99
Terciário	40 – 99	80 – 99	Até 99	Até 99,99

(*) = não remove os nutrientes que estão na forma dissolvida ou finamente particulada. Os nutrientes incorporados nas partículas de lodo são removidos nos decantadores.

Fonte: Telles (2007).

Conforme a Tabela 2, pode-se evidenciar a eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e bactérias, em cada tipo de tratamento.

Na visão de Andrade (2011), geralmente em indústrias de laticínios, opta-se pelo tratamento primário, o qual é responsável pela remoção de sólidos, gorduras e óleos. Já no tratamento secundário, ocorre a remoção de nutrientes e matéria orgânica e, dependendo da situação, emprega-se o tratamento terciário para a realização do polimento final.

2.3.1 Tratamento preliminar

Esta primeira etapa prevê a separação de sólidos grosseiros, areia, materiais em suspensão, e às vezes óleos e graxas. As unidades que constituem o tratamento preliminar são grades, caixas de areia e fortuitamente, tanques de remoção de óleos e graxas (TELLES, 2007).

Os gradeamentos têm como função a retenção de sólidos grosseiros, como plásticos, papeis, embalagens de produtos, madeiras e demais sólidos que adentrariam na ETE (NUNES, 2004).

2.3.2 Tratamento primário

O tratamento primário, ou físico-químico, é realizado através de equalização, coagulação ou flotação seguido por decantação primária (TCHOBANOGLIOUS, 2003).

A unidade de equalização objetiva o controle da vazão do efluente bruto e a homogeneização, facilitando o tratamento nas etapas subsequentes. Assim, torna-se necessário que se avalie o tempo que o efluente permanecerá nos equalizadores, o que auxiliará na mistura e a obtenção de uma carga equilibrada a ser tratada (SCHNEIDER, 2009).

Segundo Fornari (2008), a unidade de flotação é constituída por um tanque definido de acordo com seu tempo de detenção hidráulico, aonde ocorre à inserção de bolhas de ar na parte inferior do mesmo. Uma vez que há diferença de densidade, as moléculas de gordura acabam se aderindo no ar e emergindo no tanque. O flotador possui um sistema de raspagem, ou ponte raspadora, que faz com que a gordura retida na superfície do tanque seja retirada e enviada para um tanque pulmão de lodo.

A coagulação tem como objetivo desestruturar os sólidos em suspensão, desta forma aumentando a suas dimensões favorecendo a colisão das mesmas, enquanto que a floculação realiza a aglutinação das partículas desestruturadas, inicialmente em micro flocos, e posteriormente em flocos (agregação maior) (METCALF; EDDY, 2003).

Conforme Nunes (2004), o processo de tratamento físico-químico, através do processo de coagulação-floculação de efluentes indústrias, é utilizado a nível primário e precede o tratamento secundário. Este tem como objetivo a redução da carga orgânica, fazendo com que a unidade secundária tenha seu tamanho reduzido.

O decantador primário tem por finalidade a remoção de sólidos sedimentáveis. No decantador, o efluente flui vagarosamente, possibilitando que os sólidos em suspensão se depositem de forma gradual no fundo do mesmo, seja pela ação da gravidade e da diferença de densidade (TELLES, 2007).

De acordo com a Tabela 2, pode-se evidenciar que o tratamento preliminar, juntamente com o tratamento primário, é responsável por cerca de 60 a 70% da remoção de sólidos em suspensão (SS), 30 a 40% na remoção de coliformes e de 20 a 45% na remoção de DBO.

2.2.3 Tratamento secundário

Como o próprio nome já diz, o tratamento biológico é realizado de forma biológica. De certa forma, este tratamento tem como base os mesmos processos naturais que ocorrem em cursos d'água, após a emissão de um determinado despejo em um recurso hídrico. No curso hídrico em questão, esse despejo (matéria orgânica) acaba sofrendo o fenômeno chamado autodepuração, que tem como premissa a decomposição da carga orgânica por mecanismos naturais. Quando se reporta a uma ETE, o mesmo fenômeno ocorre. Todavia, há uma ligação direta com a tecnologia, já que com a sua utilização, é possível que o processo de depuração ocorra de forma controlada e com taxas mais elevadas, obtendo-se o controle de eficiência e soluções mais compactas (SPERLING, 1996).

Todos os seres vivos dependem de energia, carbono e nutrientes para que possam realizar atividades de crescimento, locomoção e reprodução. Condicionando fonte de carbono, ou a relação de carbono como alimento, há dois tipos de organismos: seres autótrofos, que possuem capacidade para produzir seu próprio alimento, sendo a fonte de carbono gás carbônico (CO_2) e seres heterótrofos, os quais não possuem capacidade para produzir seu próprio alimento, sendo a fonte de carbono matéria orgânica. Com relação à fonte de energia, há os seres fototróficos, que utilizam energia luminosa e os seres quimiotróficos, que obtêm energia através de reações químicas (SPERLING, 1996).

Na visão de Nunes (2012), o tratamento biológico é realizado através de atividades bioquímicas ou biológicas, para a remoção de matéria orgânica (DBO) e nutrientes, como N e P, através do tipo de sistema adotado. Segundo Sant'Anna Jr. (2013), a remoção da matéria orgânica é um dos principais fatores para que se realize o tratamento, visto seu grande impacto quando enviado a corpos hídricos sem o devido tratamento.

A esse respeito, Von Sperling (1996) declara: "a compreensão da microbiologia do tratamento dos esgotos é, portanto, essencial para a otimização do projeto e operação dos sistemas de tratamento biológico". Ainda "o papel desempenhado pelos microrganismos no tratamento de esgotos depende do processo a ser utilizado". Os principais organismos envolvidos são bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes.

Para Nunes (2012), o conhecimento da microbiologia em tratamentos biológicos é de extrema importância para o monitoramento de ETE's, bem como no acompanhamento operacional das mesmas. Na maior parte das vezes, a presença de cada microrganismo representa uma função importante para a degradação.

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), os processos biológicos envolvem processos aeróbios e anaeróbios, sendo os mais utilizados: lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação, reatores anaeróbios de fluxo ascendente, tanques sépticos, entre outros.

2.2.3.1 Tratamentos aeróbios

De acordo com Sant'Anna Jr. (2013), na respiração aeróbia o oxigênio atua como aceptor final de elétrons, assim as moléculas de substrato, ou as moléculas do efluente a ser tratado, são oxidadas a dióxido de carbono (CO_2). Quando retratado um tratamento de efluentes, tendo por premissa processos aeróbios, a respiração aeróbia assume uma grande importância, no que se refere a transformações de poluentes (compostos de carbono) em CO_2 e outras células, por meio de bactérias, as quais são organismos dominantes nestes tipos de sistema. Para Nunes (2012), de acordo com as substâncias que vão se formando, uma parte é encaminhada a síntese de novas células (anabolismo), e os produtos finais são água e gás carbônico.

Em processos aeróbios, a temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH são parâmetros de extrema importância para que se tenha um bom controle operacional. A temperatura pode variar de 10 °C a 40 °C, contudo, a temperatura que apresenta uma maior atividade microbiana é de 35 °C. O oxigênio dissolvido deverá ser de no mínimo 0,5 mg/L, e a faixa de pH mais apropriada varia de 6,0 a 8,0 (SPERLING, 2014).

2.2.3.2 Tratamentos anaeróbios

Este sistema apresenta uma forma diferente de obtenção de energia, utilizando receptores finais de elétrons que não é oxigênio, assim, denominada de respiração anaeróbia. Esses receptores de elétrons podem ser nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}),

carbonatos (CO_3^{2-}), e até compostos orgânicos. Tais aceptores não são tão eletropositivos como oxigênio, e assim, a quantidade de energia disponibilizada para as células é menor (SANT'ANNA JR., 2013).

O tratamento anaeróbio oferece vantagens relacionadas ao tratamento de efluentes como o requerimento de pequenas áreas, baixo custo de implantação, operação e manutenção, grande estabilidade do sistema, pequena produção de sólidos e uma grande vida útil. Apesar das vantagens, o sistema anaeróbio apresenta certas desvantagens como a baixa remoção de nutrientes e patógenos, geração de odores desagradáveis, e o módico atendimento aos padrões de emissão exigidos por lei (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Jordão e Pessôa (2011), a eficiência média na remoção de matéria orgânica em tratamento anaeróbio é bastante limitada, podendo ser na ordem de 65% de remoção de DQO e 70% na remoção de DBO.

Para Sant'anna Jr. (2013), em reatores anaeróbios, grande parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em gás metano (CH_4), sendo a pequena parcela restante convertida em lodo (biomassa microbiana). O que por sua vez não é degradado no predito tratamento, permanece no efluente final, necessitando de um pós-tratamento.

2.2.4 Tratamento terciário

O tratamento terciário aborda processos da última etapa do tratamento de efluentes, podendo ser chamado também de polimento final, uma vez que trata o efluente final após a passagem do mesmo pelo decantador secundário e antes do lançamento em um corpo receptor. O tratamento terciário, na sua maioria, é responsável pela remoção de DBO_5 e nutrientes que ainda estão presentes no efluente (NUNES, 2004).

Segundo Vaclavic (2010), precipitação química, resinas trocadoras de íons, ozonização, osmose reversa, ultrafiltração, eletrodíálise e adsorção são os principais processos terciários utilizados por indústrias para a remoção de poluentes presentes

em seus efluentes. Skoronski (2008) ainda considera unidades de flotação e processos oxidativos como alternativas de tratamento terciário.

2.4 Lodos Ativados

Segundo Sperling (2012), o lodo ativado vem sendo amplamente utilizado, tanto para efluentes industriais como domésticos, sempre no intuito de se obter uma elevada eficiência na remoção de poluentes aliada à pequena área de instalação. Todavia, quando comparado a outros sistemas, o lodo ativado acaba por ter um consumo mais elevado de energia elétrica, e demanda uma operação mais qualificada.

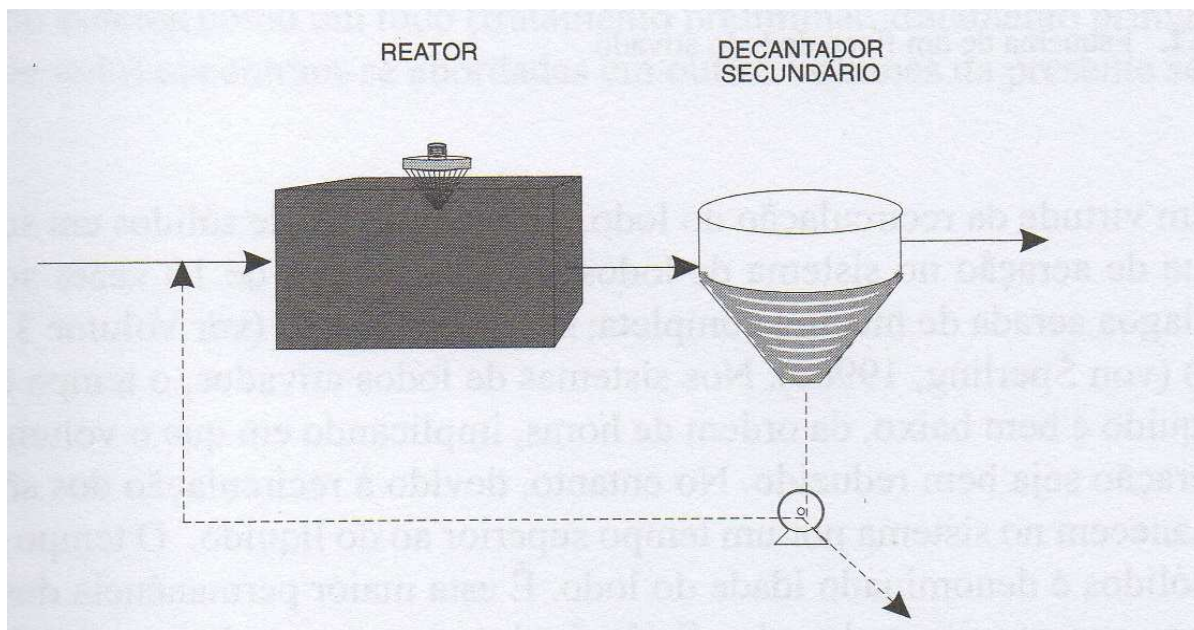
Na visão de Jordão e Pessôa (2011, p 513), o lodo ativado é definido como:

Lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zoogleias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados.

Para Nunes (2012), o tratamento tipo lodo ativado, surgiu no ano de 1.914 na Inglaterra. Desenvolvido por Andern e Lockett, o sistema é basicamente formado por bactérias, fungos, protozoários e metazoários, sendo que os fungos e as bactérias assumem papel mais importante, uma vez que ambos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e pela formação dos flocos.

Para Von Sperling (2012), há três unidades integrantes no sistema de lodo ativado de acordo com o fluxo do efluente: o tanque de aeração (reator biológico) aonde se encontra os aeradores; o tanque de decantação (sedimentador) onde ocorre a separação do lodo e o efluente tratando e a recirculação ou descarte do lodo. Essas etapas podem ser visualizadas na Figura 2.

Figura 2 – Esquema ilustrativo do processo de lodos ativados e seus componentes

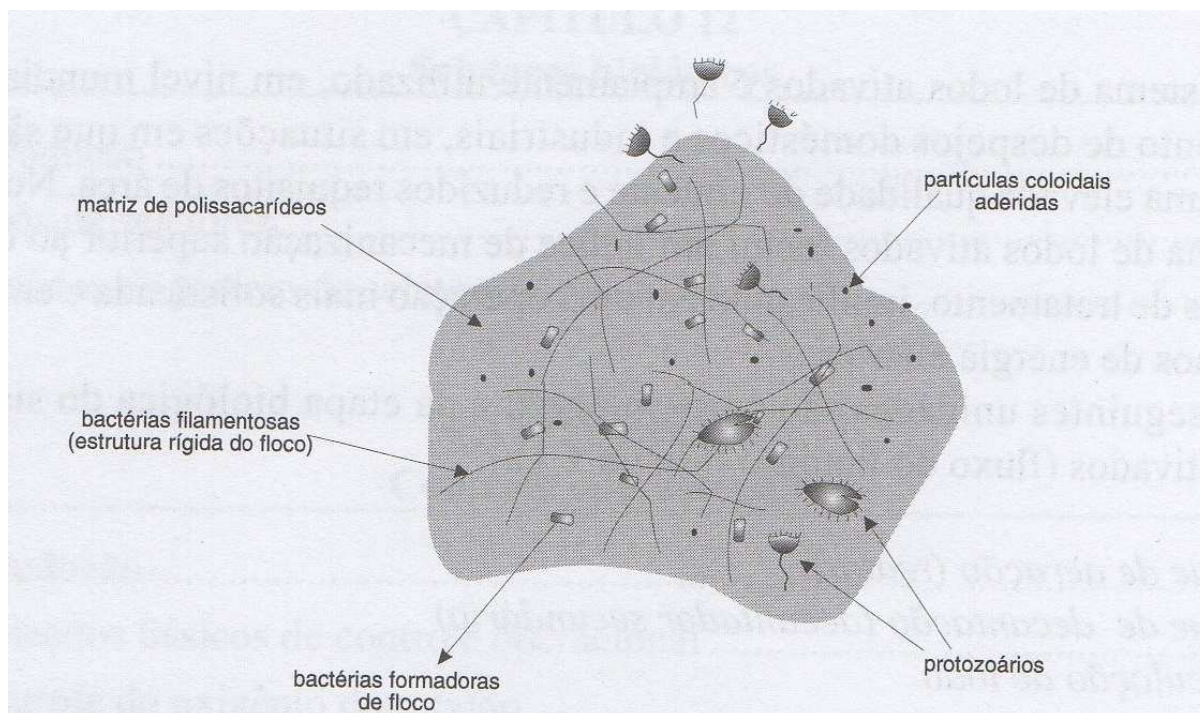


Fonte: Von Sperling (2012).

De acordo com Sperling (2012), os sólidos sedimentados no fundo do decantador são retornados ao reator biológico, com o intuito de aumentar a concentração de biomassa, fazendo com que tal processo obtenha uma alta eficiência. A recirculação do lodo torna a concentração dos sólidos em suspensão muito alta, de tal maneira, que a quantidade de sólidos em um sistema de lodo ativado chega a ser 10 vezes superior quando comparado a um sistema de lagoa aerada de mistura completa, sem recirculação.

No reator biológico ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica, e dependendo de certas condições, até mesmo da matéria nitrogenada. A biomassa ali desenvolvida acaba por utilizar o substrato que está presente no esgoto bruto para se desenvolver, formando flocos. Sendo assim, é importante a presença de bactérias formadoras do floco, bactérias filamentosas as quais dão mais rigidez e estrutura ao floco, matriz de união das células, protozoários que auxiliam na clarificação do efluente final e demais partículas presentes conforme mostrado na Figura 3. Posteriormente, o efluente é encaminhado para a unidade de decantação (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Figura 3 – Esquema ilustrativo de um floco biológico, demonstrando os microrganismos envolvidos



Fonte: Sperling (2012).

Para Baur (2012), a mistura dos flocos biológicos com o efluente pode ser chamada de “Licor”. O mesmo é encaminhado de forma contínua para o decantador secundário, o qual é responsável pela separação do efluente tratado e do lodo. O lodo retorna para o reator biológico, mantendo de forma continuada uma relação apropriada de microrganismos com a carga orgânica a montante do reator.

Conforme Sant’Anna Jr. (2013), o processo de sedimentabilidade do lodo é de extrema importância para um bom funcionamento do processo de lodos ativados, visto que, se a mesma não for adequada, o tanque de aeração não atingirá a concentração microbiana necessária. Logo, a perda de sólidos, ou o arraste dos mesmos no decantador prejudicará diretamente a qualidade do efluente tratado.

Conforme Nunes (2012), o reciclo do lodo para reator biológico tem um aumento significativo na concentração de sólidos em suspensão que, por exemplo, em efluentes domésticos passa de 350 mg/L a aproximadamente 3.000 mg/L. Para efluentes industriais, esses valores, em sua notoriedade, são bem mais altos. Deste modo, para que se possa manter uma qualidade do efluente final e manter boa condição operacional, faz-se necessário o descarte da biomassa produzida, que pode

ser denominada como lodo excedente. Conforme Sperling (2012) “o lodo excedente deve sofrer tratamento adicional, na linha de tratamento do lodo, usualmente compreendendo adensamento, estabilização e desidratação”.

No reator biológico, devido à entrada direta de DBO, a parcela de microrganismos cresce e se reproduz de forma ininterrupta, atingindo assim concentrações em demasia, dificultando a transferência de oxigênio dissolvido para as células. Outrossim, o decantador acabaria por se saturar de sólidos em suspensão, propiciando condições ruins de sedimentabilidade e, conseqüentemente, a perda dos mesmos com o efluente final (SPERLING, 2012).

2.4.1 Conceitos relacionados a lodo Ativado

Alguns conceitos importantes são listados abaixo para que se possa obter uma melhor compreensão mais adequada de certos processos.

2.4.1.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é o tempo que o efluente leva para percorrer o reator biológico, desde a sua entrada, como efluente do tratamento primário, até a sua saída, através do decantador secundário. É expresso através da divisão entre o volume total do reator biológico e o volume de líquido retirado do sistema por unidade de tempo, que no caso é a vazão (SPERLING, 2012).

Conforme Jordão e Pessôa (2011), o TDH pode ser calcula pela equação:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Onde:

TDH: Tempo de detenção (dia)

V: Volume do reator biológico (m³)

Q: Vazão (m^3/dia)

2.4.1.2 Idade do Lodo (ID)

Conforme Jordão e Pessoa (2011), “a idade do lodo é conhecida como tempo médio de residência dos organismos, ou tempo médio de detenção celular”. Ou seja, é o tempo médio que os sólidos em suspensão permanecem no reator biológico. Sempre terá a unidade relacionada a dias. Segundo a norma brasileira NBR 12209/11, para dimensionamentos de sistemas de aeração prolongada, a idade do lodo deverá ser superior a 18 dias.

2.4.1.3 Relação alimento microrganismo (A/M)

Realiza a medição da razão entre o alimento que está no efluente a montante do reator e os microrganismos presentes no reator biológico. Os microrganismos são quantificados como sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Segundo a norma brasileira NBR 12209/11, a faixa de relação A/M para sistemas de aeração prolongada deve ser menor ou igual a 0,15 $\text{KgDBO}_5 \text{ aplicado/KgSSVTA.d}$.

2.4.2 Variantes do processo de lodo ativado

Segundo Sperling (2012), há diversas variantes quando se aborda o sistema de lodos ativados. Entretanto, serão citadas as principais e mais utilizadas divisões.

- a) Divisão de acordo com a idade do lodo:
 - Lodos ativados convencionais
 - Aeração prolongada
- b) Divisão de acordo com o fluxo:
 - Fluxo contínuo
 - Fluxo intermitente (batelada)
- c) Divisão de acordo com o efluente à montante do sistema de lodos ativados
 - Esgoto bruto

- Efluente de decantador primário
- Efluente de reator anaeróbio
- Efluente de outro processo de tratamento de esgoto

Pode se enquadrar os sistemas de lodo ativado em uma classificação de acordo com a idade do lodo, conforme Quadro 1:

Quadro 1 – Classificação dos sistemas de lodo ativado de acordo com a idade do lodo.

Idade do lodo	Carga de DBO aplicada por unidade de tempo	Faixa de idade do lodo	Denominação usual
Reduzidíssima	Altíssima	Inferior a 3 dias	Aeração modificada
Reduzida	Alta	4 a 10 dias	Lodos ativados convencional
Intermediária	Intermediária	11 a 17 dias	-
Elevada	Baixa	18 a 30 dias	Aeração prolongada

Fonte: Sperling (2012).

Dentro deste contexto e primando pelo que o trabalho pretende apresentar, serão abordadas as seguintes divisões: aeração prolongada, fluxo contínuo e efluente com tratamento primário do tipo físico-químico (flotação) seguindo de decantador primário.

2.4.3 Aeração prolongada (fluxo contínuo)

Nesta condição, a biomassa se mantém no sistema por um período mais longo, geralmente de 18 a 30 dias, mantendo o recebimento constante de carga orgânica do efluente à montante do reator, expressa sob a forma de DBO. Quando comparado a um sistema de lodos ativados convencional, a quantidade de biomassa é mais elevada, logo, o volume do reator é maior e o TDH é entorno de 16 a 24 horas (SPERLING, 2012).

De acordo com Sperling (2012, p. 17):

Há menos matéria orgânica por unidade de volume no tanque de aeração e também por unidade de biomassa do reator. Em decorrência, as bactérias, para sobreviver, passam a utilizar de forma mais intensa nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica biodegradável componente das suas células. Esta matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água através da respiração. Isto corresponde a uma estabilização da biomassa, ocorrendo no próprio tanque de aeração.

Ainda na visão de Sperling (2012), na aeração prolongada, a estabilização do lodo é feita no próprio reator biológico, considerando que sempre haverá um consumo adicional relevante de oxigênio para que ocorra a sua estabilização através da respiração endógena. Esta estabilização pode acarretar maior consumo de oxigênio quando comparado ao utilizado para metabolização do material orgânico afluente, pela respiração exógena. Assim, esse tipo de sistema não apresenta decantadores primários, visando coibir a necessidade de se estabilizar o lodo primário. O fluxograma do processo se simplifica, não havendo unidades de digestão do lodo e nem de decantação primária, passando apenas por uma gradeamento, desarenador, medidor de vazão, entrando no reator biológico, decantador secundário, uma parte do lodo volta para o reator e outra é descartada para um adensador, desidratação, transporte e destinação final conforme Figura 4:

Figura 4 – Fluxograma, para o tipo aeração prolongada



Fonte: Von Sperling (2012).

Na ausência da unidade de decantação primária, a biomassa acaba por ser estabilizada no próprio reator, junto com o esgoto bruto. Assim, é necessário o emprego de TDH e ID mais elevado, maior volume do tanque de aeração e maior potência de aeração, o que conseqüentemente acarreta maior consumo de energia elétrica. Todavia, acaba-se obtendo uma eficiência maior na remoção de carga orgânica, quando comparado ao processo convencional, aliado ao fato de não se necessitar de tratamento complementar para a estabilização do lodo (NUNES, 2012).

A visão de Nunes (2012) e Sperling (2012) tangencia a mesma linha de pensamento, demonstrando os pontos positivos e os negativos dos processos, sempre com o intuito de avaliar a necessidade e a viabilidade dos projetos em questão.

No Quadro 2, tem-se as principais vantagens e desvantagens do sistema tipo aeração prolongada.

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens do sistema de aeração prolongada

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Aeração prolongada	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência na remoção de DBO • Sistema com maior eficiência na remoção de DBO • Nitrificação usualmente obtida • Possibilidade de remoção de N e P • Baixos requisitos de área • Processo confiável, desde que supervisionado • Reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes • Flexibilidade operacional • Estabilização do lodo no próprio reator • Elevada resistência a variações de carga e cargas tóxicas 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa eficiência na remoção de coliformes • Elevados custos de implantação e operação • Sistema com maior consumo de energia • Elevado índice de mecanização • Necessidade de remoção da umidade do lodo e da sua disposição final

Fonte: Sperling (2012).

2.5 Vazão e Carga

A vazão ou descarga, é o volume de líquidos que atravessa uma seção em um tempo determinado. A vazão é expressa em m^3/s , ou em outras unidades múltiplas ou submúltiplas (NETTO, 1998). Na visão de Jordão e Pessoa (2011), a vazão de descarte de efluentes, é a relação entre a quantidade de dejetos que é enviada em um determinado período de tempo. A vazão costuma ser representada pela letra Q , e sua unidade de medida costumeiramente é expressa em litros (l) ou em metros cúbicos (m^3), por uma unidade de tempo, seja ela em segundo, minuto, hora ou dia.

É considerada a característica mais importante dos despejos, uma vez que transporta todos os componentes, como água, matéria sólida, microrganismo e poluentes químicos. O conhecimento sobre a vazão e suas variantes permite um dimensionamento efetivo das unidades de tratamento, e a aplicação de sua hidráulica (canalizações), de forma a que se trabalhe de forma conjunta com os parâmetros do projeto adotados e do comportamento biológico dos processos de tratamento (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

De acordo com o Quadro 3, identifica-se os consumos de água na indústria a geração dos efluentes.

Quadro 3 – Informações relacionada ao consumo de água e produção de efluentes

Consumo de água	Produção de despejos
Volume consumido total (dia ou mês)	Vazão total
Volume consumido nas diversas etapas do processamento	Número de pontos de lançamento (com a etapa do processo associada a cada ponto)
Recirculação interna	Regime de lançamento (contínuo ou intermitente; duração e frequência) de cada ponto de lançamento
Origem da água (abastecimento público, poços, etc)	Pontos de lançamento (rede coletora, curso d'água)
Eventuais sistemas de tratamento da água internos	Eventual mistura dos despejos com esgoto doméstico e águas pluviais

Fonte: Sperling (2014), adaptado pelo autor.

Para Sperling (2014), a vazão de efluentes industriais está diretamente relacionada com a atividade e o porte da indústria, além da utilização de práticas de redução ou reutilização da água. Desta forma, duas indústrias que possam produzir a mesma gama de produtos, podem também gerar diferentes quantidades de efluentes. As vazões, tanto de entrada, pela captação da água, quanto de saída, através da geração de efluentes, devem ser obtidas, conforme algumas informações constantes (QUADRO 3).

2.6 Sistema de Aeração

Em processo aeróbios, o oxigênio é um parâmetro extremamente importante, pois exerce a função de acceptor final de elétrons na estabilização da matéria orgânica. O oxigênio é transferido da fase gasosa, que no caso é o ar, para a fase líquida. Para que haja eficiência nesta transferência, utilizam-se equipamentos chamados de aeradores, que podem ser classificados de duas formas: mecânicos e difusores (SANT'ANNA JR., 2013).

A aeração por ar difuso tem por função a introdução de ar ou oxigênio no líquido. A aeração mecanizada ou superficial realiza o turbilhonamento do líquido, fazendo com que haja o contato das gotículas da água com o ar atmosférico, e assim ocorrendo a transferência (VON SPERLING, 2012).

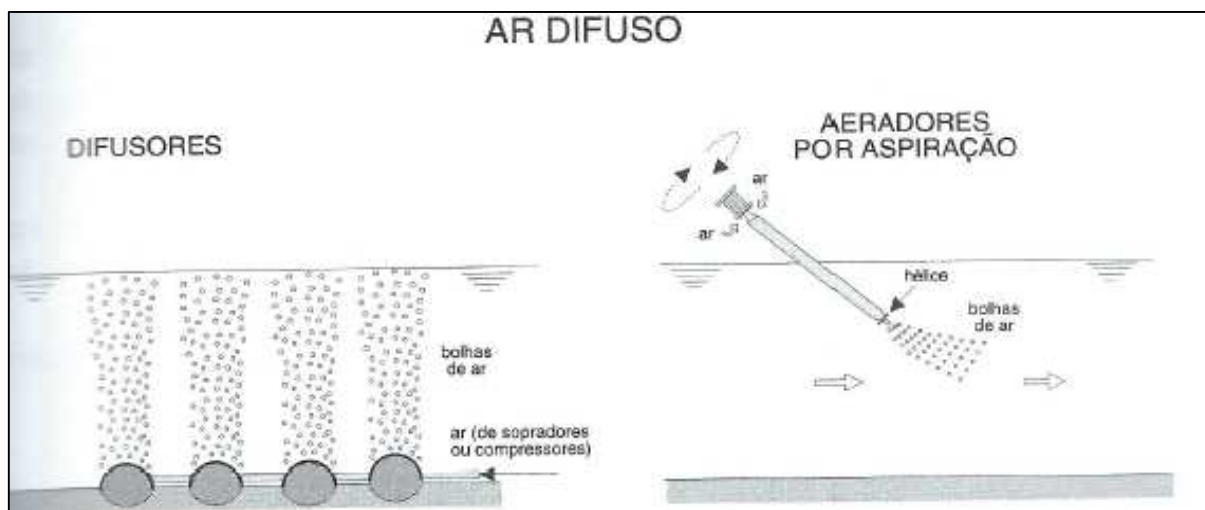
Os modelos de aeração devem ser utilizados de acordo com a característica de efluente a ser tratado, o tipo e a geometria do reator biológico e os custos relacionados à implementação e operação (TCHOBANOGLIOUS, 2003).

2.6.1 Sistema de Ar Difuso

Os difusores são sistemas que inserem ar no reator biológico, podendo ser empregado em qualquer tipo de reator, preferencialmente utilizados em estações de porte grande. Podem ser classificados de acordo com o sistema de montagem (fixos ou móveis), de acordo com o material de fabricação (difusores porosos não cerâmicos, porosos cerâmicos ou não porosos) e de acordo com o tipo de bolhas (finas, médias ou grossas) (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

A Figura 5 mostra dois esquemas de aeração: por difusores porosos e aeração por aspiração.

Figura 5 – exemplos de aeração por difusores porosos e por aspiração



Fonte: Sperling (2012).

De acordo com a Tabela 3, pode-se evidenciar a eficiência, profundidade e faixa de vazão dos difusores em condições de água limpa, temperatura de 20°C e pressão atmosférica de 1 atmosfera (atm).

Quadro 4 – Eficiência dos difusores

Difusor	Faixa de vazão por difusor (m³/h)	Eficiência de transferência de oxigênio	
		Profundidade (m)	Eficiência (%)
Difusor de bolha grossas	13 – 34	2,00	4
		3,80	8
Difusor de bolha média	5 – 25	2,00	8
		3,80	12
Difusor de bolhas finas (tubos difusores cerâmicos porosos)	5 – 25	3,00	10
		4,50	22
Difusor de bolhas finas (domos ou discos cerâmicos porosos)	0,85 – 4	3,00	20
		6,00	40
Difusor de bolhas finas (disco com membranas flexíveis)	-	4,5	40

Fonte: Jordão e Pessoa (2011).

2.6.2 Sistema de Aeração Mecânica

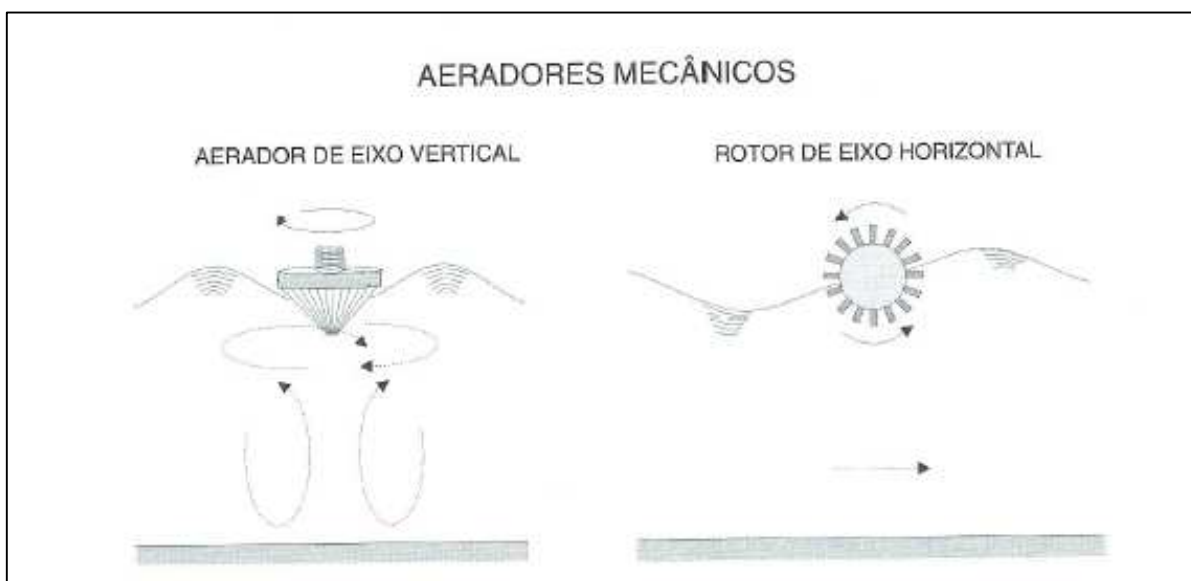
Como já foi falado, a aeração mecanizada ocorre através da introdução do oxigênio no meio líquido pela turbulência de agitadores mecânicos, promovendo o contato do líquido com a atmosfera e, assim, favorecendo a transferência de oxigênio.

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), aeradores superficiais podem ser classificados de acordo com sua rotação, de baixa ou alta rotação, seu tipo de impelidor, rotor dos modelos prato, cone ou hélice, seu eixo de rotação, podendo ser vertical ou horizontal. Além disso, podem ser classificados também de acordo com o sistema de montagem, podendo ser:

- Aeradores fixos: instalados em uma estrutura no reator biológico, em geral, em uma profundidade na faixa de 3,5 a 4,5 m, podendo atingir até 8 m.
- Aeradores flutuantes: instalados sobre matérias flutuantes e utilizados em sua maioria em lagoas ou tanques maiores, com profundidade na faixa de 2,5 a 4,0 m. Possuem a vantagem de permanecerem em operação, independentemente do nível do reator.

A Figura 6 mostra dois tipos de aeradores mecânicos: um de eixo vertical e outro de eixo horizontal.

Figura 6 – Exemplos de aeradores mecânicos de eixo vertical e horizontal.



Fonte: Sperling (2012).

2.7 Legislação Ambiental

A legislação ambiental no Brasil define normas e padrões, para que se possa realizar o lançamento de efluentes em um determinado recurso hídrico. Para isso, são utilizadas Leis, Decretos e Resoluções de âmbito federal, estadual e municipal. Em geral, as legislações estaduais são mais restritivas que as federais, e as municipais mais restritivas que as federais e estaduais. Deste modo, é de extrema importância ressaltar duas resoluções relacionadas ao controle e fiscalização de efluentes industriais, sendo uma em esfera federal e outra estadual:

- a) Resolução CONAMA nº 430, de 17 de março de 2005, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.
- b) Resolução CONSEMA nº 128, de 24 de novembro de 2006, dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul.

2.7.1 Licenciamento Ambiental

Processo administrativo executado por órgão ambiental competente, seja na esfera federal, estadual ou municipal, a qual licencia atividades e empreendimentos que utilizam recursos naturais ou que sejam potencialmente poluidores, seja para exercer a instalação, ampliação, modificação ou operação. No licenciamento ambiental, são analisados os impactos causados pelo empreendimento, e após aprovado o processo de licenciamento, são expedidas as licenças ambientais, as quais estabelecem condições e restrições no intuito diminuir os impactos ao meio ambiente (FEPAM, 2016).

Segundo FEPAM (2016), as etapas que compõe o Licenciamento Ambiental são:

- **Licença Prévia (LP)** – Licença solicitada no planejamento ou na ampliação de um empreendimento, aprovando ou não a viabilidade ambiental.

- **Licença de Instalação (LI)** – Licença com a finalidade de aprovar os projetos, autorizando assim, o início das obras.
- **Licença de Operação (LO)** – Licença que concede o início das atividades do empreendimento.

A indústria em que será realizado o presente estudo possui licença de operação nº 898/2014-DL em esfera estadual, expedida e fiscalizada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM).

3 METODOLOGIA

O principal objetivo do presente trabalho é verificar a eficiência de um tratamento biológico, tipo lodo ativado, que foi projetado para atender uma vazão de 36.000 m³/mês. Hodiernamente, o sistema opera em média 25,80 % de sua capacidade máxima de tratamento, e mesmo assim apresenta algumas instabilidades operacionais. As mesmas ocasionam uma baixa eficiência na remoção final de poluentes, especialmente nutrientes como nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total, logo, não atingindo os padrões necessários constantes na Resolução CONSEMA 128/06.

Atualmente, a geração de efluente da indústria de laticínio média é de 750 m³/dia ou aproximadamente 22.000 m³/mês, porém a empresa preconizou em 2012 que o reator biológico não receberia uma vazão superior a 500 m³/dia, sendo a quantidade máxima de efluente tratada durante um mês de 15.000 m³.

No entendimento da empresa, sempre que a vazão passava dos 500 m³/dia, o sistema entrava em completa desestabilização, perdendo eficiência total sobre praticamente todos os parâmetros exigidos pela Resolução CONSEMA 128/06 e levando muito tempo até o mesmo voltar a uma condição operacional boa.

O excedente vem sendo encaminhado no sistema de tratamento secundário de um frigorífico, localizado nas proximidades do tratamento da indústria de laticínio, que também pertence à empresa estudada.

Foram avaliados dados de parâmetros físicos e químicos, como sólidos suspensos totais (SST), DBO₅, DQO, NTK, fósforo total, óleos e graxas vegetais e animais, pH e temperatura, obtidos mensalmente por laboratório credenciado junto a

FEPAM, tanto a montante quanto a jusante do reator biológico. Também foram analisados dados de vazão diários apresentados de forma mensal e valores de oxigênio dissolvido diário apresentados de forma mensal em três pontos no interior do reator. Após a identificação das possíveis causas relacionadas à ineficiência do tratamento biológico, foi proposta uma alternativa mais eficiente para a transferência de OD.

O período analisado compreende janeiro de 2014 a abril de 2016, visto que em janeiro de 2014 a empresa iniciou as medições diárias de OD no reator biológico em três pontos diferentes (entrada, meio e saída).

Como o foco do presente trabalho é identificar os principais problemas relacionados ao reator biológico da unidade do laticínio, não será abordado nenhum detalhe referente ao tratamento na unidade do frigorífico.

3.1 Processos e geração de efluente

O estudo foi realizado em uma indústria de laticínio, localizada na Serra Gaúcha, que beneficia e industrializa leite e seus derivados. A sua capacidade produtiva máxima mensal é de 2,5 milhões de litros de leite beneficiado, 13 milhões de litros de leite longa vida e 2,5 milhões de litros de queijo.

De acordo com Machado et al. (2002), a relação de consumo de água e geração de efluente varia de 0,4 até 7,1, sendo um valor médio de 2,3, ou seja, para cada litro de leite beneficiado na indústria, gera-se 2,3 litros de efluente. Segundo dados do trabalho de Henares (2015), mesmo que o beneficiamento da indústria fosse de apenas 15 m³ de leite dia, a relação foi de 5,5.

Atualmente, o beneficiamento médio diário da empresa é de 580 mil litros de leite e, atrelado a isso, a geração de efluente diária é em média de 750 mil litros. Estima-se que, para cada 1 litro de leite beneficiado, é gerado 1,3 litros de efluente. A água utilizada no processo produtivo é captada de poços artesianos, localizados no entorno da indústria.

A relação apresentada da empresa estudada demonstra uma boa relação de litros de leite beneficiado por litros de efluente gerado, evidenciando algumas ações

que são realizadas internamente na planta industrial, com o intuito de redução na geração de seus efluentes líquidos. Valores próximos foram encontrados no estudo de Pereira et al. (2016), sendo a relação encontrada de 1,5, tendo em vista um beneficiamento médio entre 900 e 1.000 m³/dia de leite.

A água é o recurso natural mais utilizado na indústria, já que há uma grande preocupação relacionada ao desenvolvimento de boas práticas de produção e de higienização, o que torna indispensável à limpeza frequente de equipamentos e de linhas de produção. Na visão de Machado et al. (2002), muitas indústrias de laticínios acabam descartando o soro de leite junto com seus efluentes líquidos, o que caracteriza uma prática errônea, visto a grande concentração de carga orgânica que o mesmo possui, podendo a DBO₅ variar de 30.000 a 50.000 mg/L.

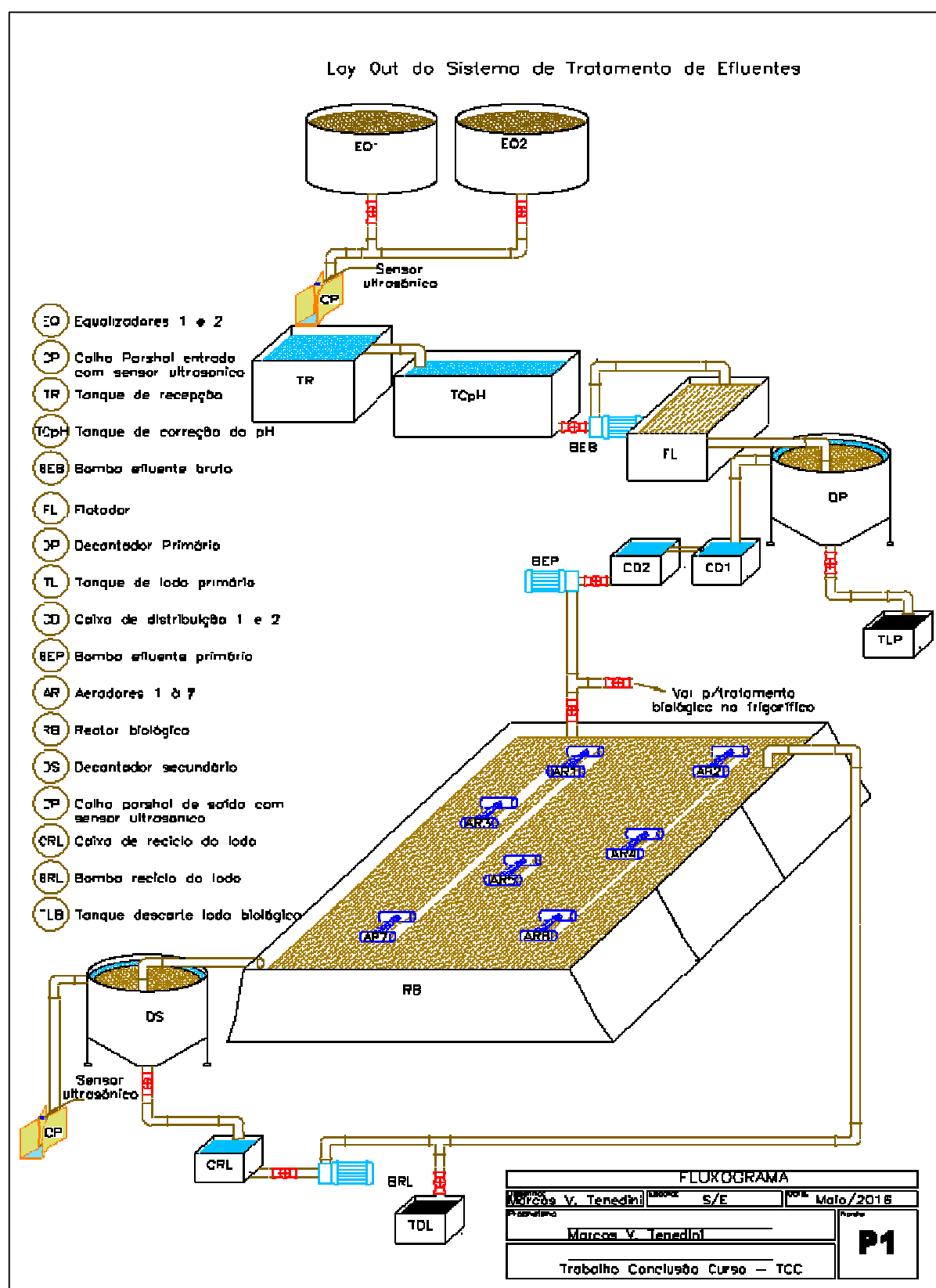
Salienta-se que a empresa estudada não adota a prática do lançamento de soro junto com seus despejos industriais, devendo este ir para a alimentação animal ou terceirização em plantas de secagem. Toda a água proveniente das demais atividades como limpeza e higienização na indústria é considerada rejeito, e é encaminhada à ETE da empresa. Nesta etapa, o efluente é submetido ao tratamento adequado e é posteriormente descartado em um recurso hídrico próximo da unidade de tratamento.

O período de funcionamento da indústria é de 24 horas/dia, em 6 dias da semana, e de 6 a 12 horas aos domingos.

3.2 A estação de tratamento de efluentes

A ETE da indústria de laticínio constitui-se, basicamente, de tratamento primário (físico-químico), e tratamento secundário (biológico). Na Figura 7, pode-se visualizar o fluxograma da ETE do laticínio.

Figura 7 – Apresentação do fluxograma da estação de tratamento de efluentes do laticínio.



Fonte: do autor.

Na Figura 8 pode-se visualizar o referido sistema de tratamento de efluentes, com indicação das etapas, juntamente com o tratamento biológico do frigorífico.

Figura 8 – Imagem de satélite, com identificação das etapas da ETE.



Fonte: Google Earth (2016).

A estação está localizada a cerca de 1 km de distância da indústria, sendo todo o efluente bruto bombeado até dois tanques equalizadores localizados já na área do tratamento de efluente.

A Figura 9 apresenta os dois equalizadores com volume de 500 mil litros cada. De acordo com a vazão recebida e o volume dos tanques, o efluente permanece cerca de 32 horas nos referidos tanques. O equalizador é utilizado para controlar a vazão bruta e homogeneizar o efluente, a fim de coibir variações bruscas e manter uma carga constante.

Figura 9 – Equalizadores utilizados na ETE para controle de vazão bruta e homogeneização do efluente



Fonte: Do autor.

Após a passagem pelos equalizadores, o efluente é encaminhado por gravidade até o tratamento primário, ou físico-químico. Esta etapa se constitui de um tanque de recebimento, com volume de 200 m³, e uma calha Parshall, de 3" da marca Tratef. A calha é equipada por um sensor ultrassônico linha Echotrek SE/SG – 300, marca Nivelco, que realiza a leitura da vazão, e a armazena em sua memória interna, podendo realizar a medição cumulativa em m³/dia, ou a medição momentânea, em m³/h.

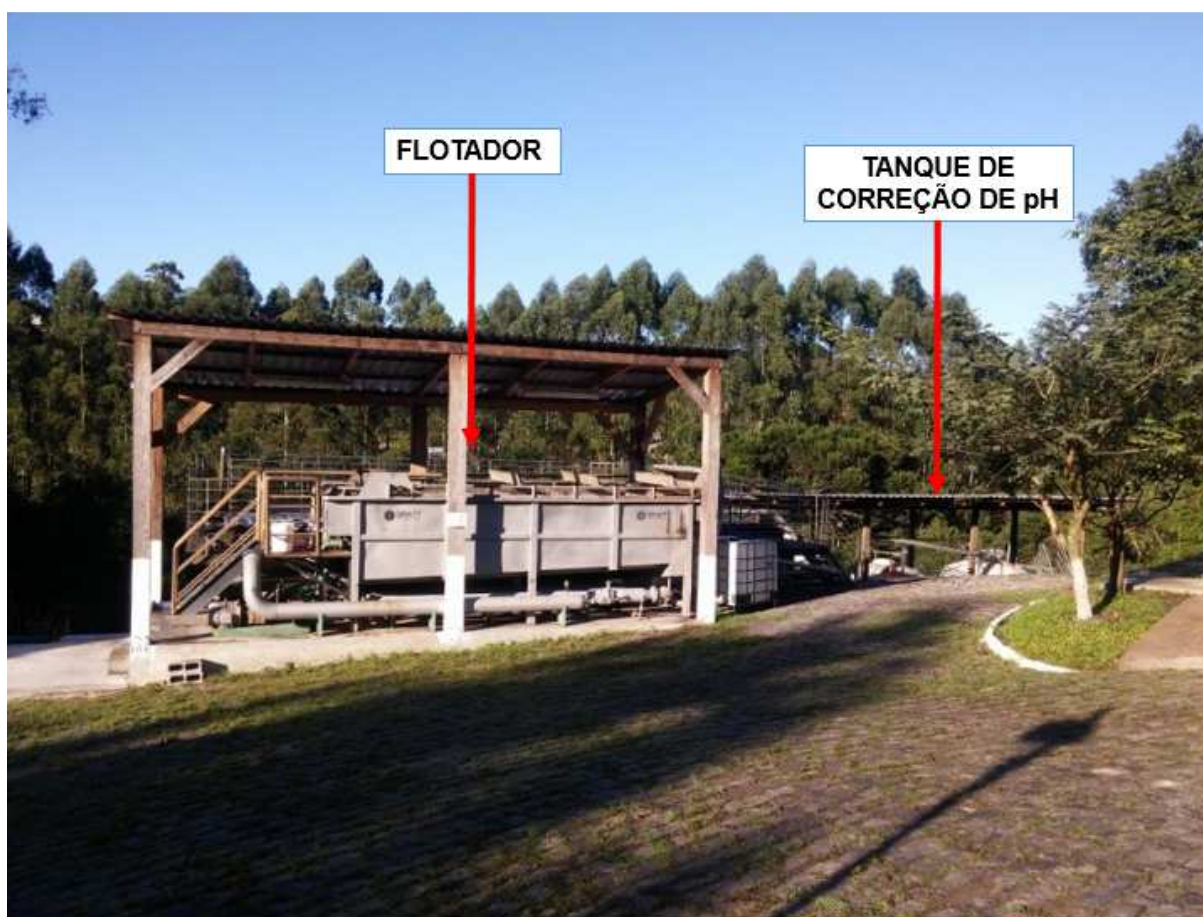
Em seguida, o efluente é encaminhado para um tanque de correção de pH, com volume de 252 m³, em que é adicionado ácido sulfúrico (H₂SO₄), para alcançar o pH de 6,2, visto que o flotador, etapa seguinte, apresenta melhor eficiência na remoção de carga orgânica nesta faixa. Ressalta-se ainda que o efluente na saída do equalizador se mantém em um faixa de pH neutro (7,0).

O equipamento que realiza a flotação, denominado flotadora, é da marca Gratt, modelo GFAD 75, 75 m³/hora de vazão máxima, com sistema de microbolhas circular.

Neste, é dosado coagulante orgânico e polímero aniônico, para ocorrer a coagulação e a floculação. O lodo gerado é encaminhado para um tanque pulmão de lodo, com volume de 45 m³, e destinado a propriedades rurais para aplicação no solo, como adubo orgânico. O efluente clarificado segue para o decantador primário, de formato circular, com volume de 200 m³ e ponte raspadora de lodo.

O efluente do tratamento primário é encaminhado a duas caixas de fibra, com volume de 10 m³ cada, sendo posteriormente bombeado para dois reatores aeróbios, os quais constituem o tratamento secundário ou biológico. Na Figura 10 tem-se uma visão geral do tratamento primário, ou físico-químico.

Figura 10 – Vista geral do tratamento físico-químico, com detalhe principal do flotador



Fonte: Do autor (2016).

3.2.1 Tratamento biológico da ETE do Laticínio

Na saída do tratamento físico-químico, à jusante do decantador primário, o efluente é acondicionado em duas caixas de fibra, conforme Figura 11. Neste

momento ocorre a divisão do efluente do laticínio, sendo que aproximadamente 66,67% do efluente é bombeado para o reator do laticínio, localizado a uma distância de 90 metros e os 33,33% restantes de efluente, bombeado para o reator do frigorífico, situado a 130 metros de distância.

Figura 11 – Divisão do bombeamento do efluente gerado



Fonte: Do autor (2016).

O reator biológico da unidade do laticínio é constituído de uma lagoa impermeabilizada por uma geomembrana de 2,5 mm de espessura, e com volume útil de 3.120 m³ (Figura 12). O sistema de aeração é do tipo mecanizado superficial, constituído por 7 aeradores e potência máxima instalada de 120 cv. Três aeradores são da marca Higr Industrial Ltda, com potência de 20 cv cada, e os quatro restantes são da antiga marca Geremia, atualmente Weatherford Ind. e Com. Ltda, com 15 cv de potência cada. A profundidade do reator é de aproximadamente 6,0 metros (Figura 13).

Figura 12 – Vista do Reator biológico da unidade de laticínio



Fonte: Do autor (2016).

Figura 13 – Vista do Reator biológico da unidade de laticínio, vazio.



Fonte: Do autor (2016).

Após a sua passagem pelo reator biológico, o efluente é enviado à unidade de decantação secundária, constituída por um decantador circular (Figura 14), equipado com ponte rolante e uma válvula solenoide para a retirada do lodo biológico decantado. Após ser removido, este é acondicionado em uma caixa de concreto, com volume de 15 m³, para o reciclo do lodo, ou seja, o seu retorno para o reator biológico, como mostrado na Figura 14.

Figura 14 – Decantador secundário circular, e ponte raspadora de lodo



Fonte: Do autor (2016).

Figura 15 – Caixa de reciclo do lodo



Fonte: Do autor (2016).

O descarte excedente de lodo biológico é realizado na mesma linha do reciclo do lodo, através de um registro, sendo o mesmo encaminhado a caminhões tanque, e destinado a áreas de plantio como adubação orgânica, visto que o lodo já se encontra estabilizado.

A vazão do efluente clarificado, oriundo do decantador secundário, é medida em uma calha Parshall de 3" da marca Tratef, equipada por um sensor ultrassônico linha Echotrek SE/SG – 300, da marca Nivelco (FIGURA 16 e 17). Realizada esta última medição, o efluente é encaminhado para o corpo hídrico receptor.

Figura 16 – Medidor de vazão e medidor ultrassônico



Fonte: Do autor (2016).

Figura 17 – Medidor de vazão e medidor ultrassônico



Fonte: Do autor (2016).

3.3 Avaliação da eficiência do tratamento

A avaliação da eficiência do tratamento foi realizada utilizando-se os parâmetros de monitoramento descritos na Licença de Operação, as quais foram estipuladas pela FEPAM (TABELA 4). Para a elaboração da licença, o órgão ambiental considerou os padrões determinados pela Resolução CONSEMA 128/2006, de acordo com a faixa de vazão (m^3/dia). A referida empresa enquadra-se na faixa de vazão: $1000 \text{ m}^3 \leq Q < 3000 \text{ m}^3$ e $1000 \text{ m}^3 \leq Q < 10000 \text{ m}^3$.

Tabela 3 – Parâmetros e padrão de emissão

Parâmetro	Padrão de emissão a ser atendido
DQO	$\leq 260 \text{ mg/L}$
DBO ₅	$\leq 70 \text{ mg/L}$
pH	entre 6,0 e 9,0
Sólidos suspensos totais	$\leq 80 \text{ mg/L}$
NTK	$\leq 15 \text{ mg/L NTK/l}$ ou 75% eficiência
Fósforo total	$\leq 2,0 \text{ mg/L P/l}$ ou 75% eficiência
Óleos e graxas vegetais e animais	$\leq 30 \text{ mg/L}$
Temperatura	$< 40^\circ\text{C}$

Fonte: FEPAM (2016), adaptado do autor.

A primeira análise consistiu na análise dos padrões de lançamento de cada parâmetro, e posteriormente realizou-se o cálculo da eficiência relacionando os dados a montante do reator e a jusante (saída final). De acordo com Anzzolini e Fabro (2013), a equação utilizada para o desenvolvimento da eficiência segue:

$$Eficiência (\%) = \frac{Parâmetro\ entrada - Parametrô\ saída}{Parâmetro\ entrada} * 100 \quad (2)$$

3.4 Período de amostragem e coleta de dados

Para a realização do presente trabalho, foram utilizados os dados fornecidos pela empresa, em um período de dois anos e quatro meses (janeiro de 2014 a abril de 2016), visto que a partir de janeiro de 2014, se iniciaram as medições de OD de uma forma mais constante. Também foram analisados os laudos mensais realizados para o controle da operação da ETE, em que foram medidos na saída do tratamento primário (montante reator), no tratamento biológico (dentro do reator) e na saída do efluente final (jusante do reator). Também serão avaliados valores diários de oxigênio dissolvido e de vazão.

3.4.1 Dados de vazão e carga

Os resultados das vazões utilizadas foram obtidos através da leitura de um sensor ultrassônico. Todos os dias às 07:00h, um dos operadores da ETE coleta os valores acumulados, no total de 24 horas, e realiza a subtração deste valor com o coletado no dia anterior, obtendo-se, assim, o valor da vazão diária, em m³/dia. Os valores são armazenados em planilhas eletrônicas (Excel®). Para o estudo, optou-se em utilizar os valores mensais de vazão, visto que as análises realizadas pelo laboratório também ocorreram de forma mensal, assim, realizou-se a soma de todas as vazões diárias medidas pelo sensor. Para determinadas relações utilizou-se o valor médio das vazões mensais.

Além dos valores de vazão, realizou-se uma avaliação da carga orgânica, de acordo com a equação de Sperling (2014), adaptada pelo autor.

$$Carga = \frac{\text{concentração } DBO_5 * Q}{1000} \quad (3)$$

Onde:

Carga: em KgDBO₅/mês

Concentração afluenta DBO₅: em g/m³

Vazão: em m³/mês

1000 = Conversão em g/Kg

OBS: g/m³ = mg/L

3.4.2 Parâmetros analisados

Foram avaliados os resultados obtidos em laudos de análise, realizados pelo laboratório Econsulting – Laboratório de gestão ambiental e higiene ocupacional, o qual possui Certificado de Cadastro de Laboratório, sob nº 13/2015-DL, processo nº 5754-05.67/14.4, com validade até 17 de março de 2017.

Além das análises, o laboratório em questão também realizou a amostragem do efluente, da forma simples. Os parâmetros avaliados foram: DQO, DBO₅, pH, SST, NTK, fósforo total, óleos e graxas vegetais e animais e temperatura (Tabela 5). Exceto a análise de pH, que utilizou a metodologia descrita pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT – NBR), os outros parâmetros foram determinados conforme *Standard Methods for the Examination of water and wastewater* (SMWW, 2012).

Tabela 4 – Metodologias utilizadas na análise dos parâmetros.

Parâmetro	Método dos ensaios
DQO	SMWW, 22 ^a Ed, Método 5220 B
DBO ₅	SMWW, 22 ^a Ed, Método 5210 B
pH	NBR 14339/junho 1999
Sólidos suspensos totais	SMWW, 22 ^a Ed, Método 2540 D/E
Sólidos suspensos voláteis	SMWW, 22 ^a Ed, Método 2540 D/E
NTK	SMWW, 22 ^a Ed, Método 4500 N Org B/C
Nitrogênio amoniacal	SMWW, 22 ^a Ed, Método 4500 NH ₃ B/C
Fósforo total	SMWW, 22 ^a Ed, Método 4500 P-D
Óleos e graxas vegetais e animais	SMWW, 22 ^a Ed, Método 5520 – D/F
Temperatura	SMWW, 22 ^a Ed, Método 2550 B

Fonte: Laudo de análise laboratório Econsulting, adaptado pelo autor (2016).

Após a organização dos valores no Excel®, foram realizadas médias, desvio padrão e a construção de gráficos, facilitando a visualização dos resultados obtidos. Juntamente, realizou-se a eficiência do tratamento biológico através da equação 2.

3.4.3 Oxigênio Dissolvido

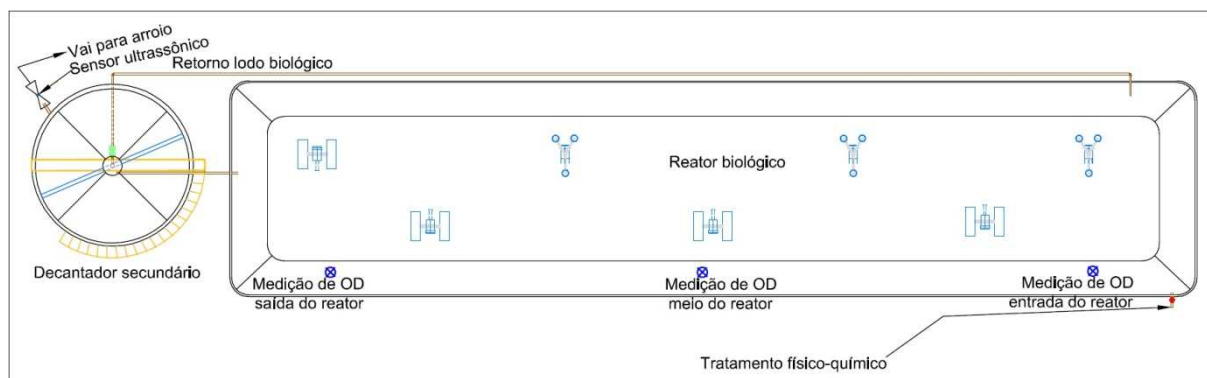
Os valores foram obtidos de forma variada ao longo do período, podendo alguns meses apresentar mais valores de medição do que outros. Todas as medições foram realizadas pelos operadores da ETE utilizando o oxímetro *Water Quality Meter* (Figura 18), que mede a pressão parcial do oxigênio na água através de uma célula polarográfica, conforme SMWW (2012), método eletrométrico 4500 G. Os valores obtidos são expressos em mgO_2/L , e foram registrados em planilha eletrônica (Excel®). As medições foram realizadas em três pontos distintos do reator biológico, sendo eles: no início, no meio e no fim do mesmo, conforme pode ser visto na Figura 19. Ressalta-se ainda que as medições de OD foram realizadas na superfície do reator biológico (profundidade máxima de 1,0 m).

Figura 18 – Oxímetro



Fonte: Do autor (2016).

Figura 19 – Detalhes do sistema estudado, com a identificação dos locais de medição do oxigênio dissolvido.



Fonte: Do autor (2016).

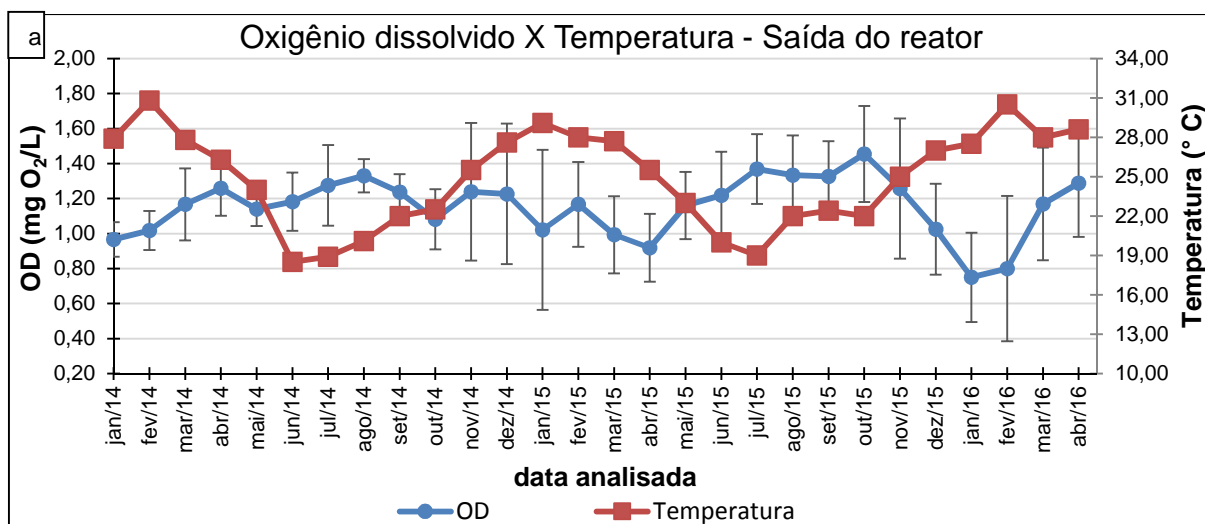
Na planilha Excel®, os valores de oxigênio dissolvidos foram organizados em 3 colunas, diferenciando as medições na entrada do reator, meio do reator e saída do reator, juntamente com as respectivas datas de análise. Para cada mês, obteve-se a média e o desvio padrão dos resultados analisados, o que possibilitou a geração de um gráfico de barras de erros, com o valor da média dos meses e os erros maiores e menores, para uma melhor identificação dos valores medidos de OD. Juntamente com os gráficos, relacionou-se a temperatura medida no líquido do reator biológico.

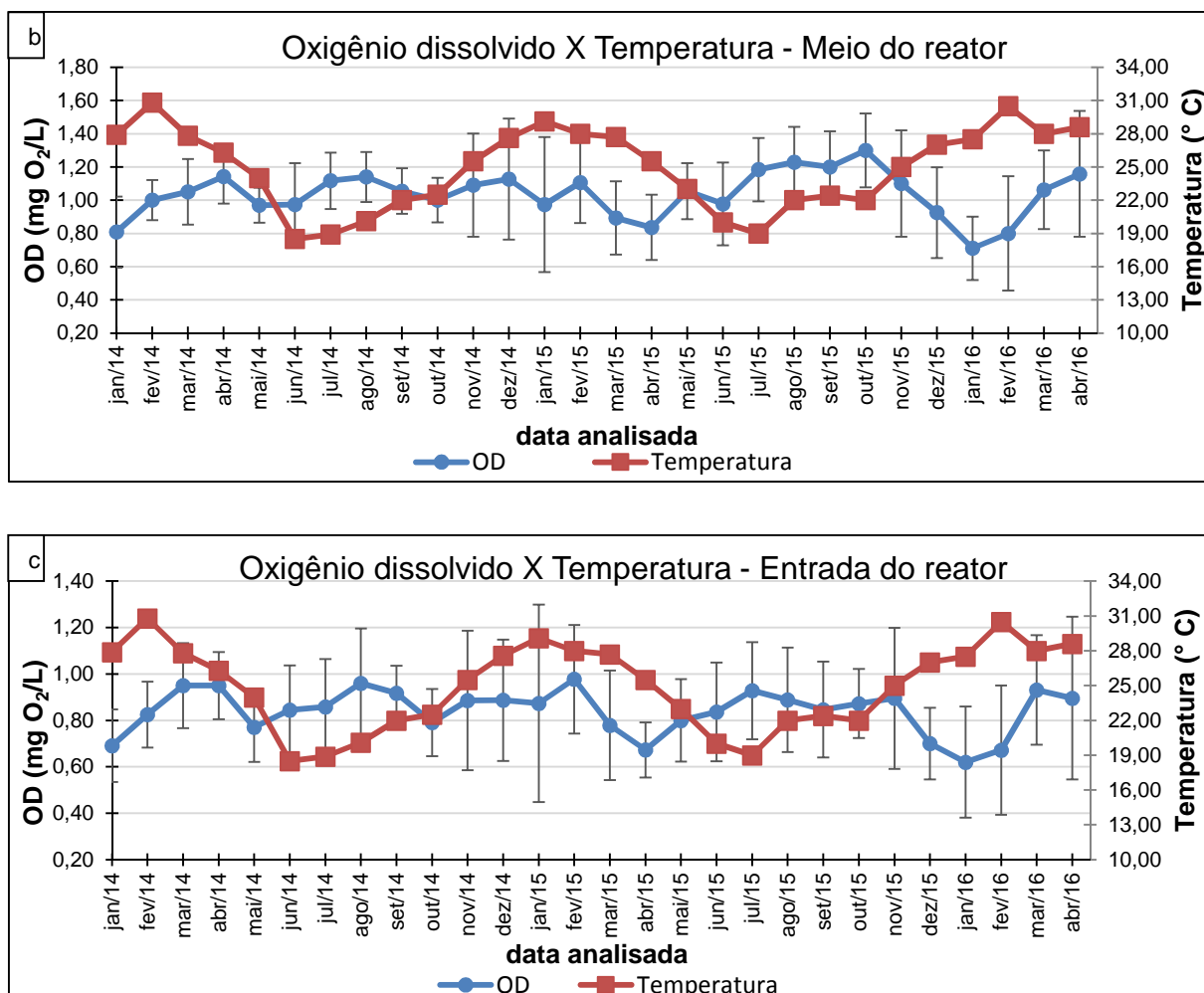
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Oxigênio Dissolvido

Os resultados obtidos de oxigênio dissolvido podem ser visualizados nos Gráficos 1a, 1b e 1c. Os mesmos mostram os valores das médias mensais e desvio padrão, medidos em três pontos diferentes (GRÁFICO 1), juntamente com a variação de temperatura dentro do reator biológico entre o período de janeiro/14 a abril/16.

Gráfico 1 – variação média e desvios de OD com a temperatura do reator biológico medidos na saída (a), meio (b) e entrada(c) do reator biológico.





Fonte: Do autor (2016).

Os valores mais baixos medidos no reator foram encontrados no ponto da entrada, com média de 0,60 mgO₂/L, sem ultrapassar 1,0 mgO₂/L (GRÁFICO 1c). De acordo com Sant'anna Jr. (2013), a medição de oxigênio é mais baixa neste local devida à carga orgânica advinda do tratamento físico-químico. Desta forma, a depuração biológica nesta área é mais intensa, o que demanda maior quantidade de oxigênio. No estudo de Reis e Kempka (2015), que também avaliaram o OD em três pontos de um reator biológico, tipo lodo ativado, com aeração mecânica, foi verificada uma oscilação nos valores de OD na entrada do reator, com valores próximos a 1,0 mgO₂/L, resultante das variações de carga que o mesmo recebia.

Em relação aos valores de OD no meio do reator (GRÁFICO 1b), percebe-se menor oscilação, permanecendo em uma faixa entre 0,8 e 1,2 mgO₂/L. Reis e Kempka (2015) também identificaram pouca variação na medição no meio do reator. Todavia, as concentrações encontradas pelos autores mantiveram-se entre 2,0 e 4,0 mgO₂/L, valores superiores aos identificados no presente trabalho.

O ponto de medição da saída do efluente foi o que apresentou os maiores valores na concentração de OD (GRÁFICO 1a), variando de 0,6 a 1,8 mgO₂/L. De acordo com o estudo elaborado por Reis e Kempka (2015), a saída do reator também foi o local que apresentou os maiores valores na concentração de OD, porém muito superiores aos encontrados no estudo, variando de 6 a 10 mgO₂/L. Conforme os autores, acredita-se que isto ocorra devido à menor disponibilidade de matéria orgânica a ser degradada, e em consequência, a diminuição da demanda de oxigênio pelos microrganismos, aliada ao contínuo fornecimento de oxigênio através dos aeradores presentes.

Independente dos pontos analisados, se evidencia que os valores de OD médios e suas variações se apresentaram muito abaixo do recomendado para manutenção da eficiência do sistema biológico, principalmente no que tange a remoção de nutrientes. Segundo Hidaka et al. (2002), o oxigênio é um dos parâmetros mais significativo na nitrificação, uma vez que concentrações abaixo de 2,0 mgO₂/L podem reprimir de forma parcial ou total a atividade das bactérias nitrificantes, as quais são responsáveis pela remoção de nitrogênio.

De acordo com Jordão e Pessôa (2011), o lodo ativado pode trabalhar com uma faixa ampla de OD, entretanto, orientam manter uma faixa entre 3,0 a 5,0 mgO₂/L. Os autores afirmam que valores menores do que 3,0 mgO₂/L podem ocasionar uma série de problemas, desde a perda da massa biológica pela inibição do crescimento de microrganismos, até a liberação de odores desagradáveis e a baixa eficiência na remoção de poluentes. Metcalf e Eddy (2003) complementam que a baixa concentração de OD também favorece a má formação dos flocos biológicos, devido à elevada quantidade de bactérias filamentosas. Em consequência, verifica-se a má sedimentabilidade da biomassa, o que resulta turbidez excessiva do efluente final.

Yadav et al. (2014) sugerem que a faixa admissível ideal da concentração de OD esteja entre 2,0 e 4,0 mgO₂/L. Segundo a Norma Brasileira NBR 12209/11, em reatores de lodos ativados com aeração prolongada, a concentração de OD no reator deve ser de no mínimo 1,5 mgO₂/L.

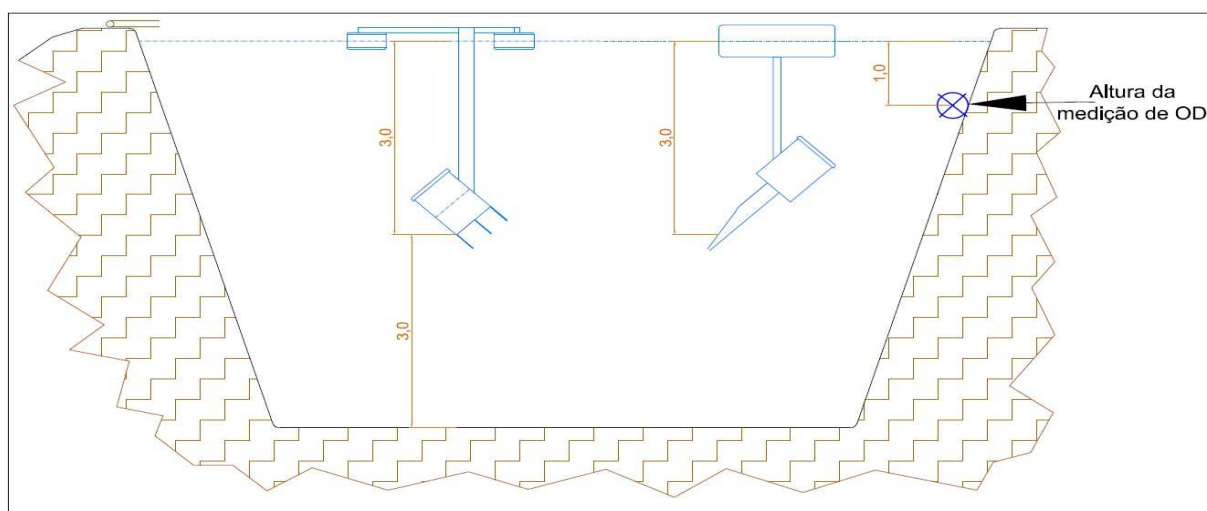
Para Fiorucci e Benedetti (2005), a concentração de OD em um líquido é regulada por diversos fatores, sendo um deles a solubilidade do oxigênio na água.

Quando se relaciona o controle da solubilidade do oxigênio na água, tem-se como a temperatura a condição mais importante.

Nos Gráficos 1a, 1b e 1c foram consideradas também as temperaturas do líquido no reator biológico, o que permite visualizar a existência de uma relação inversa entre os dois parâmetros. Verifica-se a diminuição na concentração de OD com o aumento da temperatura do líquido. O OD está relacionado à disponibilidade de oxigênio no efluente, o qual varia de acordo com a temperatura (YADAV et al., 2014). As temperaturas mais altas foram encontradas no verão, destacando-se fevereiro de 2014 (média de 30,80°C), janeiro de 2015 (média de 29,10 °C) e fevereiro de 2016 (média de 30,50 °C), períodos em que também foram constatadas quedas consideráveis na concentração de OD.

Outro fator importante que interfere na concentração de oxigênio é a profundidade projetada do reator biológico. Na Figura 20 detalha-se um corte vertical do reator, mostrando a profundidade total de 6,0 metros. Os aeradores mecânicos superficiais existentes possuem uma altura de abrangência no máximo 3,0 metros, conforme catálogo do fabricante. Ressalta-se também a altura da medição do OD no reator, que é de 1,0 de profundidade, e mesmo assim apresentou valores muito baixos.

Figura 20 – corte e detalhes do reator biológico, aeradores e ponto de medição de OD.



Fonte: Do autor (2016).

Conforme Jordão e Pessoa (2011), aeradores superficiais, instalados na superfície do líquido, devem ser utilizados apenas em reatores biológicos, seja eles tanques ou lagoas, com profundidade entre 2,5 a 4,0 m. Em profundidades superiores a 4,0 m, este sistema de aeração pode ocasionar baixa eficiência da transferência de oxigênio, comprometendo a degradação dos poluentes.

A potência de aeração instalada é de 120 cv, divididas em sete aeradores, sendo que três são da empresa Higr Industrial Ltda, e os outros quatro da empresa Wheatherford Ind. e Com. Ltda. Em suma, os vendedores e os engenheiros das empresas não aconselham a instalação de nenhum dos dois tipos de aeradores em tratamentos biológicos, tipo lodo ativado, com uma profundidade superior a 4,5 m de coluna d'água. O motivo é a dificuldade na transferência de OD, o que pode favorecer a formação de zonas anaeróbicas, ou seja, sem presença de oxigênio.

4.2 Análises físicas e químicas

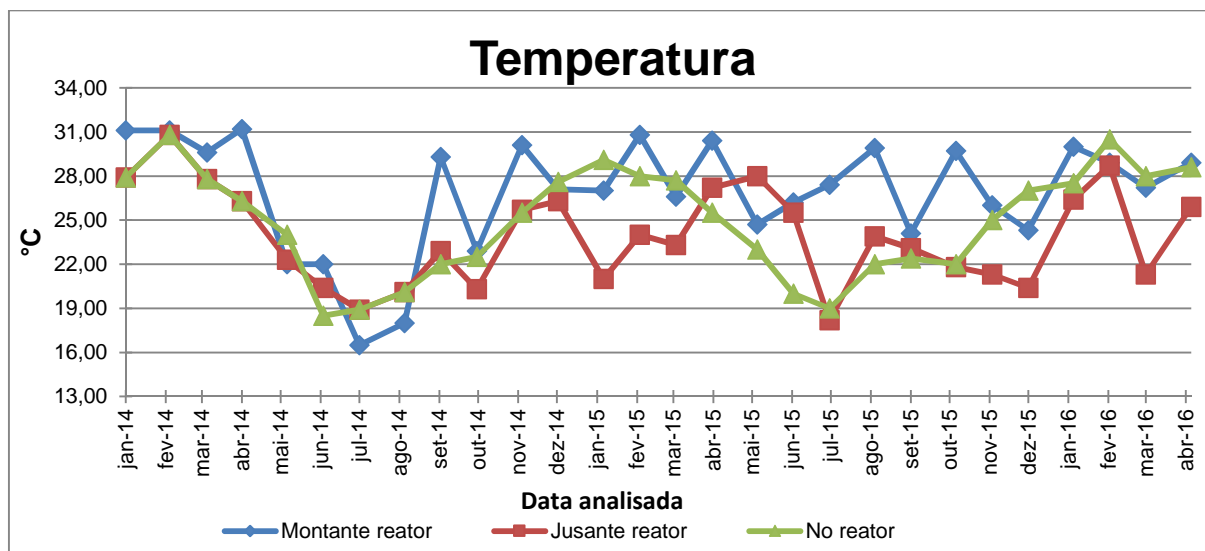
4.2.1 Temperatura

No Gráfico 2 pode-se visualizar os valores de temperatura (°C) obtidos no líquido a montante, a jusante e no próprio reator biológico.

Os resultados obtidos demonstraram valores superiores do efluente a montante. Considerando as médias, verificam-se valores de 26,89°C e desvio de $\pm 3,90$ a montante e 23,92°C e desvio de $\pm 3,32$ a jusante.

Os maiores valores a montante do reator não são relacionados a eventuais instabilidades operacionais ao tratamento biológico. Conforme Sperling (2012), para não acarretar ineficiência, o valor máximo considerado é de 40°C e o mínimo de 4°C. A variação teve uma pequena oscilação, sendo que no período de julho e agosto de 2014 os valores encontrados estiveram abaixo dos demais analisados.

Gráfico 2 – Variação da temperatura a montante, a jusante e no reator biológico ao longo do período estudado



Fonte: Do autor (2016)

Verifica-se no gráfico 4 a variação da temperatura no reator biológico, com valor máximo de 30,8°C, medido em fevereiro de 2014, e mínimo de 18,5°C, medido em junho de 2014. A média da temperatura no período estudado foi de 24,9°C \pm 3,67. Nota-se também que a mesma varia de acordo com as estações do ano, demonstrando valores mais altos no período do verão, e valores mais baixos no inverno.

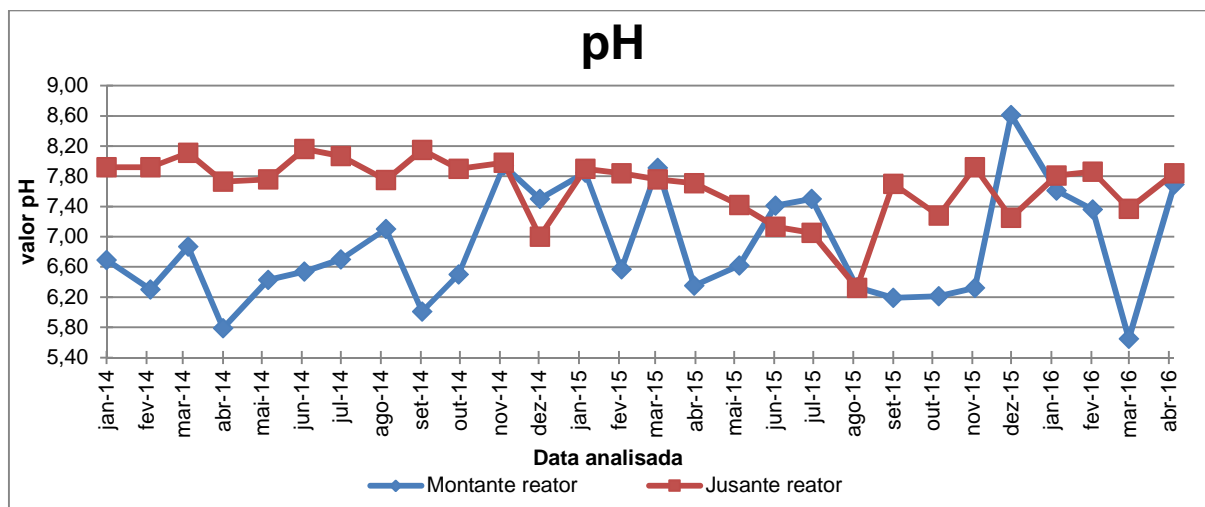
Conforme Metcalf e Eddy (2003), a faixa de temperatura ideal em um tratamento biológico aerado é de 25 a 30°C. Já na visão de Sperling (2012), a temperatura deve permanecer na faixa de 20 a 30°C, para que se tenha um bom crescimento e manutenção dos microrganismos.

4.2.2 pH

Os resultados obtidos de pH estão mostrados no gráfico 5. Evidencia-se que o pH a montante do reator biológico oscilou muito em todo o período estudado. Contudo, os valores a jusante se mantiveram praticamente constantes, dentro do limite permitido que corresponde a faixa entre 6,0 a 9,0.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a faixa de pH ideal para sistema biológico aerado varia de 6,5 a 9,0. Os autores também ressaltam que devem ser evitadas oscilações à montante do reator biológico.

Gráfico 3 – Variação de pH a montante e a jusante do reator biológico ao longo do período estudado



Fonte: Do autor (2016)

Valores de pH a montante do reator biológico superiores a 9,0 podem ocasionar a inibição da ação microbiológica, e abaixo de 5,0 favorecem a proliferação de fungos. As oscilações de pH acarretam efeito tóxico para os microrganismos, além de prejudicar as reações enzimáticas e reduzir a velocidade das reações expostas no tratamento, podendo comprometer a eficiência de outros parâmetros de controle ambiental (CLAAS, 2007).

Salienta-se que, além da oscilação do pH, os valores a montante do reator em abril de 2014 e março de 2016 apresentaram os valores mais baixos, correspondendo a 5,79 e 5,65. Contudo, não demonstraram relação direta na desestabilização do sistema, e nem na diminuição da eficiência do tratamento nestes períodos. A medição mais alta de pH a montante do reator foi em dezembro de 2015, com o valor de 8,61, em que se verifica um aumento considerável, quando comparado aos meses anteriores.

Os resultados a montante do reator permaneceram dentro do limite exigido pela Resolução CONSEMA 128/06, a qual permite o lançamento do efluente com pH entre 6 e 9.

4.2.3 DBO₅

Os valores do parâmetro DBO₅ obtidos no período de estudo, a montante e a jusante do reator biológico, podem ser visualizados no gráfico 6, o qual demonstra os

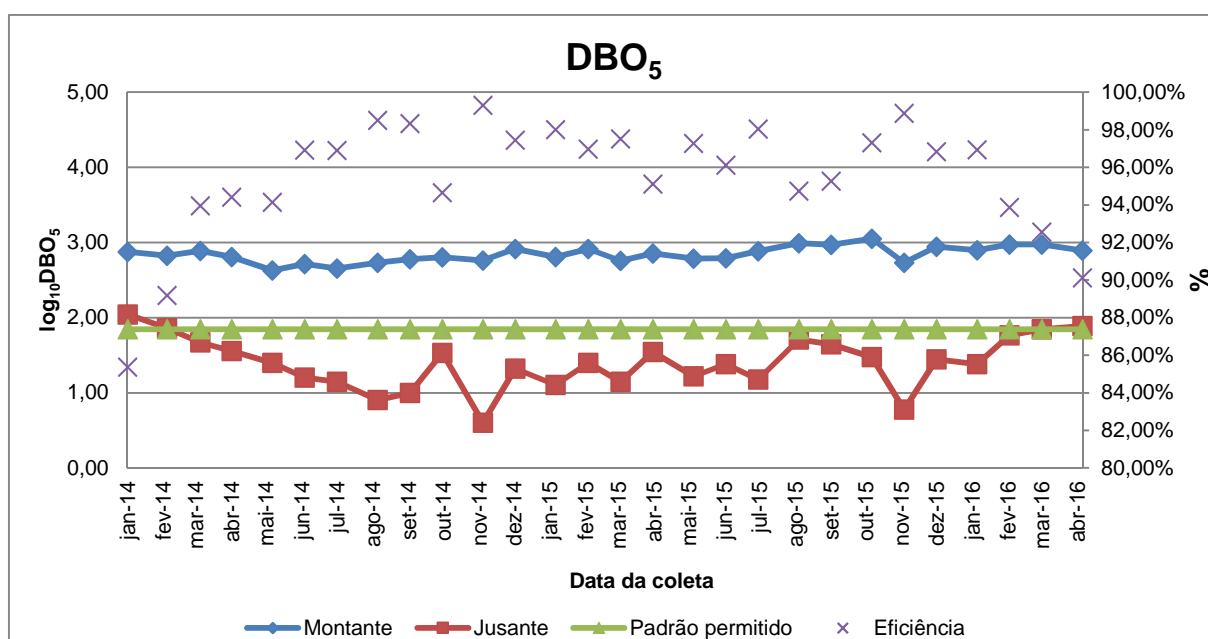
resultados em escala logarítmica (\log_{10}), para fins de apresentação. A média do período é de 716,86 mg/L e desvio padrão $\pm 172,05$, com valor máximo de 1.120 mg/L, encontrado em outubro de 2015.

Mesmo considerado o valor máximo da DBO_5 de 1.120 mg/L, ainda assim o valor está abaixo do que foi previsto no projeto da ETE, que considera um valor de 1.608 mg/L.

Conforme o estudo de Azzolini e Fabro (2013), que avaliou parâmetros a montante do sistema biológico, foi encontrado valor médio da DBO_5 de 1.700 mg/L, valor superior ao do encontrado no período estudado.

O efluente à jusante do reator biológico, nos períodos de janeiro de 2014 e fevereiro de 2014, com valores de 110 mg/L e 72 mg/L respectivamente, não atenderam os padrões de lançamento segundo a resolução CONSEMA 128/06, que permite o lançamento de até 70 mg/L de DBO_5 . Os valores a jusante voltaram a ter um crescente em fevereiro e março de 2016, e no mês de abril acabou ficando fora do padrão novamente (76 mg/L). Ressalta-se ainda que os valores medidos de OD foram baixos nesses períodos.

Gráfico 4 – Variação da DBO_5 a jusante e a montante do reator biológico ao longo do período estudado, padrão de lançamento permitido conforme Resolução CONSEMA 128/06, e a eficiência do sistema.



Fonte: Do autor (2016).

A média dos resultados da DBO₅ a jusante do reator ao longo do período estudado foi de 33,14 mg/L, e o desvio padrão de $\pm 25,28$. Ressalta-se que os valores, exceto os destacados anteriormente, se mantiveram abaixo do máximo permitido para lançamento.

A partir da análise do gráfico 6, ainda é possível verificar que mesmo nos períodos em que o efluente não atendeu o padrão de lançamento, obteve-se uma boa eficiência, superior a 85,37%, e uma média geral de 95,53%. Pereira et al. (2016), encontraram em seu estudo realizado em um sistema de lodo ativado, projetado para aeração prolongada, eficiência média na remoção de DBO₅ de 98%, valor superior à média encontrada no referido sistema de tratamento. Todavia, ressalta-se que no referido estudo está se considerando apenas a eficiência do reator biológico tipo lodo ativado, o que caracteriza uma eficiência média inferior quando comparado a eficiência da ETE como um todo.

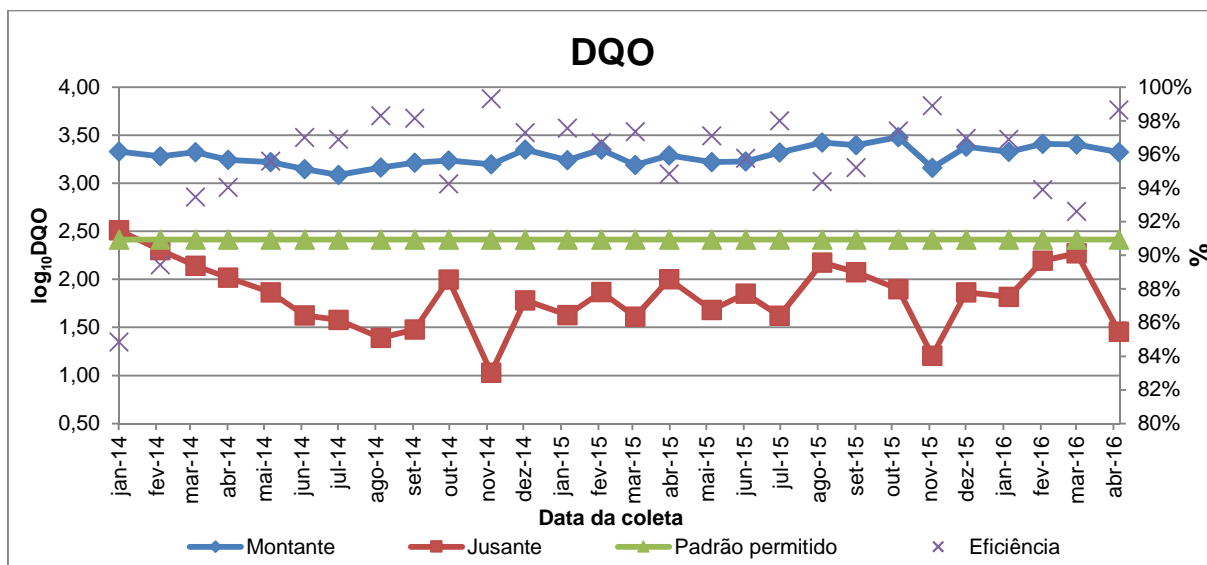
4.2.4 DQO

Os valores obtidos de DQO, a jusante e a montante do reator biológico, podem ser visualizados no Gráfico 5, em escala logarítmica (\log_{10}), para fins de apresentação. Nota-se uma semelhança com os resultados da DBO₅ já apresentados, destacando a oscilação das concentrações de DQO no efluente a montante do reator. O valor máximo encontrado, de 3.023 mg/L, também foi em outubro de 2015. A média à montante é de 1.966,96 mg/L, e o desvio padrão $\pm 441,18$.

De acordo com o estudo de Azzolini e Fabro (2013), o valor médio da DQO a montante do sistema biológico é de aproximadamente 2.200 mg/L, valor bem próximo ao do presente tratamento.

Em janeiro de 2014 o efluente a jusante do reator, com DQO de 325 mg/L, não estava em conformidade com o padrão de lançamento determinado pela Resolução CONSEMA 128/06. A mesma estabelece que a concentração de lançamento deste parâmetro seja de até 260 mg/L. Ressalta-se ainda que os valores medidos de OD foram baixos nesse período.

Gráfico 5 – Variação da DQO ao longo do período estudado e o padrão de lançamento permitido, juntamente com a eficiência do sistema



Fonte: Do autor (2016)

A média dos resultados da DQO a jusante do reator, ao longo do período estudado, foi de 87,09 mg/L, com desvio padrão de $\pm 68,84$. Os demais valores, exceto o descrito anteriormente, se mantiveram abaixo do máximo permitido para lançamento.

Apresenta-se valores de eficiência do sistema. Verifica-se uma boa eficiência, superior a 84,86% e com média geral de 95,75%. Segundo Pereira et al. (2016), na avaliação da eficiência média da ETE de seu estudo a DQO representou 97 %, valor superior ao encontrado no referido sistema de tratamento. Todavia, ressalta-se que no estudo está se considerando apenas a eficiência do reator biológico tipo lodo ativado, o que caracteriza uma eficiência média inferior quando comparado a eficiência da ETE como um todo.

4.2.4.1 Relação biodegradabilidade

De acordo com a relação adimensional DQO/DBO₅, efluentes com valores menores do que 2,5 apresentam um fator de biodegradabilidade alto, podendo ser empregado processos biológicos para o tratamento do efluente (SPERLING, 2014).

O resultado da relação à montante do reator demonstrou um efluente um pouco acima da faixa boa de biodegradabilidade, com um valor médio de 2,76, e desvio padrão de $\pm 0,22$. Conforme o estudo de Pokrywiecki et al. (2013), o fator de biodegradabilidade verificado no efluente bruto de uma indústria de laticínio foi de 2,34, valor próximo ao do encontrado no estudo, porém mais biodegradável, sendo que no estudo foi considerado o valor de biodegradabilidade a montante do reator biológico.

Na visão de Peirano (2010), o valor médio encontrado a montante do reator de 2,76, indica que o efluente fica dentro da faixa encontrada em efluentes de indústrias de laticínios que varia de 0,54 até 7,9, e expressa um valor abaixo do valor médio de 4,37. No estudo de Henares (2015), a relação do efluente também foi semelhante com a encontrada no presente estudo, variando de 2,3 a 3,07, indicando assim que o efluente pode apresentar algumas peculiaridades de difícil biodegradabilidade, quando comparado à bibliografia de Sperling (2014).

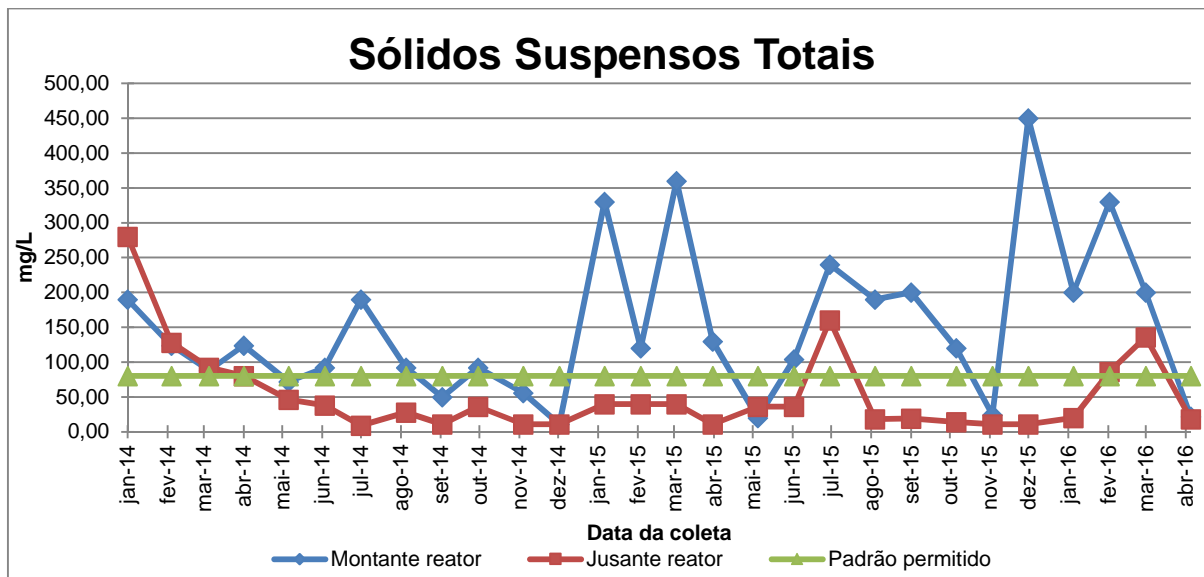
4.2.5 Sólidos suspensos totais

Os resultados obtidos de sólidos suspensos totais, a montante e a jusante do reator biológico, podem ser visualizados no Gráfico 6. Nota-se que de janeiro a março de 2014, início do período estudado, e em fevereiro e março de 2016, os valores não atenderam os padrões de lançamento fixados na Resolução CONSEMA 128/06 que é de 80 mg/L. Atenta-se também que em abril de 2014 e em julho de 2015, os valores ficaram no limite.

Acredita-se que o não atendimento ao padrão constatado no início do estudo (janeiro de 2014 a março de 2016) e em fevereiro e março de 2016, seja devido à instabilidade operacional relacionada a demais parâmetros que também não atenderam a legislação. Ressalta-se ainda que os valores medidos de OD foram baixos nesses períodos.

O lançamento fora do padrão, em julho de 2015, foi supostamente ocasionado por um problema na ponte raspadora de lodo do decantador secundário, o que acarretou arraste de sólidos para o efluente final. No mês seguinte, o efluente já atendeu novamente o padrão estabelecido.

Gráfico 6 – Variação de SST a montante e a jusante do reator biológico ao longo do período estudado, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06



Fonte: Do autor (2016)

De acordo com o estudo de Azzolini e Fabro (2013), o efluente bruto da indústria de laticínio estudada apresentou uma concentração de SST de 6.800 mg/L, sendo os valores a montante dos sistemas biológicos de aproximadamente 2.700 mg/L. O valor médio de SST encontrado no presente estudo a montante do reator, foi de 150,75 mg/L \pm 110,94.

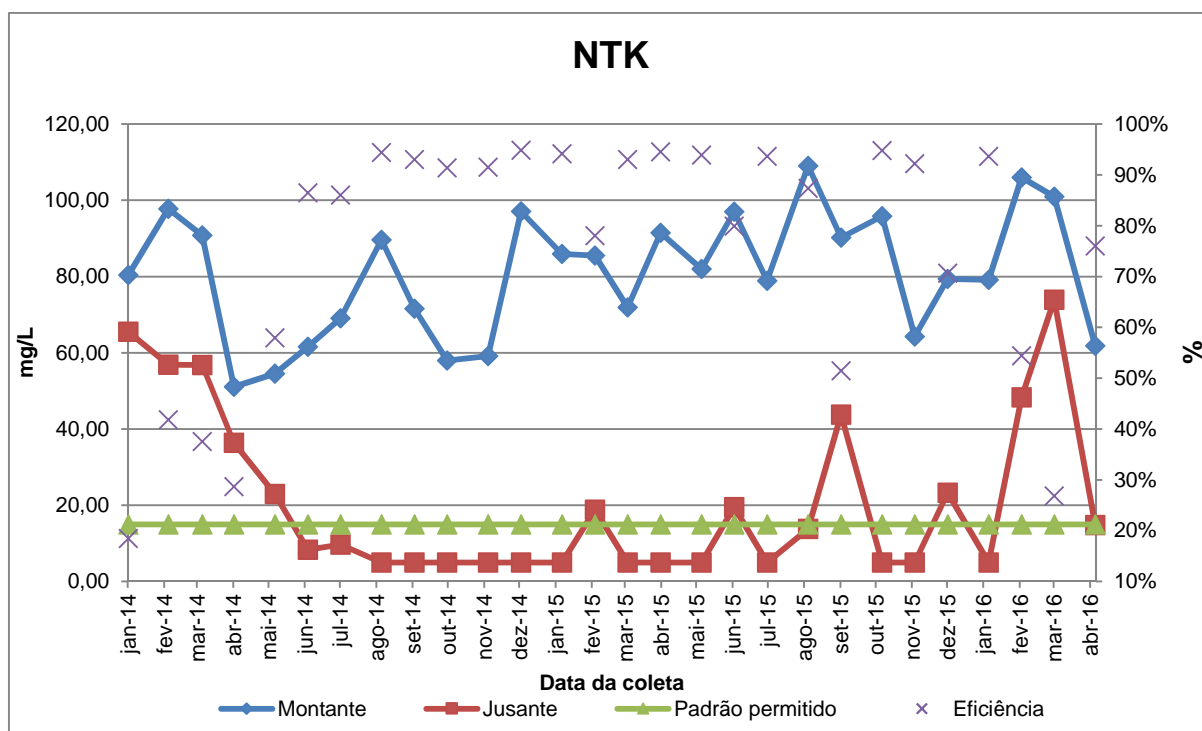
Com relação à eficiência do tratamento biológico para o parâmetro SST, ressalta-se que, em algumas datas, os valores a montante do reator foram menores do que na entrada, o que ocasionou uma eficiência negativa. Isso pode ser explicado pelo fato de a coleta ter sido realizada no mesmo dia, tanto para montante quanto para jusante. Este tipo de coleta não representa de forma direta essa relação de eficiência, pois como o TDH do reator que é aproximadamente nove dias (considerando a vazão média do estudo), o efluente que entrou no reator biológico no dia na coleta levará nove dias para representar de fato seu valor final.

Ademais, considera-se que o tratamento biológico apresenta uma boa eficiência, quando relacionadas datas com os maiores valores de entrada de SST. Destacam-se as eficiências de 87,88%, em janeiro de 2015; 88,89%, em março de 2015; 97,56%, em dezembro de 2015 e 73,94%, em fevereiro de 2016.

4.2.6 Nitrogênio total Kjeldahl

A partir da análise dos valores encontrados para o parâmetro NTK a montante do reator, mostrados no Gráfico 7 percebe-se oscilações ao longo do período estudado. Destaca-se o período de agosto de 2015 como o que recebeu a maior concentração de NTK, de 109 mg/L. De maneira geral, a concentração manteve-se dentro de uma faixa de 60 a 100 mg/L. A média encontrada foi de 80,71 mg/L e desvio padrão de $\pm 16,32$.

Gráfico 7 – Variação de NTK ao longo do período estudado, a montante e a jusante do reator biológico, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06, juntamente com a eficiência do sistema



Fonte: Do autor (2016).

Já com relação ao efluente final, nota-se que em vários períodos do estudo os valores acabaram ultrapassando o padrão permitido de 15 mg/L, porém com maior frequência no verão. O período mais estável foi de junho de 2014 até janeiro de 2015, e fora de tais períodos, o efluente final apresentou um comportamento muito instável. A média do efluente final foi de 20,63 mg/L, e um alto desvio padrão de $\pm 21,58$, o que demonstra mais uma vez a grande variação do valor de NTK. A eficiência do tratamento biológico, em sua grande parte, pode ser considerada boa, com uma média de 75%.

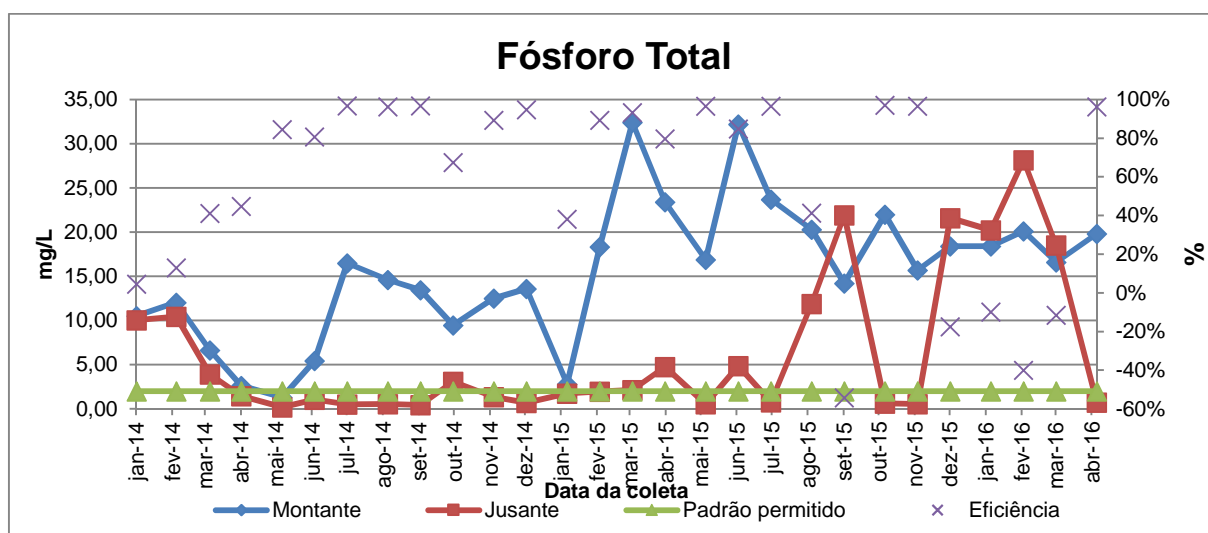
A resolução CONSEMA 128/06 permite que seja lançado o efluente com NTK se a eficiência de tratamento alcançada seja de pelo menos 75%. No referido trabalho, não se analisou o efluente bruto, assim não é possível afirmar se o efluente está apto a ser lançado a partir da eficiência, visto que o intuito do mesmo é avaliar apenas o tratamento biológico. Salienta-se ainda que o lançamento do efluente segundo o CONSEMA 128/06, considera a eficiência do efluente lançado no dia, e não a média.

4.2.7 Fósforo total

Os valores de fósforo a montante do reator, visualizados no Gráfico 8, mostraram uma alta variação, sendo os maiores valores obtidos em março de 2015 (32,42 mg/L) e em junho de 2015 (32,20mg/L).

O valor médio de fósforo à montante do reator biológico foi de 15,49 mg/L e desvio de $\pm 7,77$. De acordo com a pesquisa de Azzolini e Fabro (2013), os valores encontrados de fósforo total a montante dos sistemas biológicos foram inferiores ao do presente estudo, com média próxima a 8 mg/L. A menor concentração de fósforo, encontrada no efluente da indústria estudada pelos referidos autores, se justifica pela menor quantidade de produtos industrializados e de volume de leite processado.

Gráfico 8 – Variação de Fósforo ao longo do período estudado, a montante e a jusante do reator biológico, e o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06, juntamente com a eficiência do sistema



Fonte: Do autor (2016).

De todos os parâmetros analisados no presente trabalho, o fósforo total foi o que apresentou maior quantidade de registros que não estiveram de acordo com padrão de lançamento permitido, que segundo a legislação pertinente é de 2 mg/L. A média do lançamento final dos efluentes foi de 6,23 e desvio de $\pm 8,26$. Assim, pode-se concluir que o fósforo é um dos principais problemas da ETE. A eficiência média do tratamento também pode ser considerada baixa, na ordem de 57 %.

A mesma consideração realizada para o parâmetro NTK, em relação à eficiência mínima de tratamento exigida pela Resolução CONSEMA 128/06, também pode ser feita para o fósforo total. A mesma permite o lançamento de fósforo total a partir da eficiência de 75%, relacionando o efluente bruto com o efluente tratado final. No referido trabalho, não se analisou o efluente bruto, assim não é possível afirmar se o efluente está apto a ser lançado apenas com a eficiência, visto que o intuito do mesmo é avaliar apenas o tratamento biológico. Salienta-se ainda que o lançamento do efluente segundo o CONSEMA 128/06, considera a eficiência do efluente lançado no dia, e não a média.

4.2.8 Óleos e graxas vegetal e mineral

No estudo realizado por Azzolini e Fabro (2013), encontrou-se uma grande concentração de óleos e graxas no efluente bruto de uma indústria de laticínio, devido ao excesso de gordura advinda da matéria prima e do processo produtivo utilizado pela empresa. A mesma diminui de forma considerável após passagem pelo flotador, apresentando eficiência superior a 98% de remoção.

De acordo com a Tabela 5, em que são mostrados os resultados obtidos de óleos e graxas vegetais e minerais, verifica-se que em todo o período a concentração de saída deste parâmetro foi abaixo de 10 mg/L. Com relação aos resultados a montante do reator, a maioria apresentou baixos valores. Salienta-se que apenas em dezembro de 2015 foi encontrado o maior valor ao longo do estudo (91 mg/L), valor acima do valor médio encontrado no estudo de Azzolini e Fabro (2013), a montante do sistema biológico o qual ficou abaixo de 27 mg/L. Novamente, mais um parâmetro analisado em dezembro/2015 que destoou do contexto do tratamento a montante do reator, juntamente com pH e SST.

Tabela 5 – Variação de óleos e graxas ao longo do período estudado

	MONTANTE REATOR	JUSANTE REATOR
DATA	(mg/L)	(mg/L)
2-JAN-14	39,00	<10
5-FEV-14	31,00	<10
6-MAR-14	10,00	<10
2-ABR-14	<10	<10
7-MAI-14	<10	<10
4-JUN-14	<10	<10
2-JUL-14	18,00	<10
6-AGO-14	10,00	<10
3-SET-14	<10	<10
1-OUT-14	<10	<10
5-NOV-14	<10	<10
3-DEZ-14	<10	<10
7-JAN-15	<10	<10
4-FEV-15	<10	<10
4-MAR-15	<10	<10
1-ABR-15	12,00	<10
6-MAI-15	15,00	<10
3-JUN-15	<10	<10
1-JUL-15	<10	<10
5-AGO-15	17,00	<10
2-SET-15	<10	<10
7-OUT-15	<10	<10
4-NOV-15	0,00	<10
2-DEZ-15	91,00	<10
6-JAN-16	12,00	<10
3-FEV-16	<10	<10
2-MAR-16	<10	<10
6-ABR-16	<10	<10

Fonte: Do autor (2016)

4.3 Vazão e carga

Uma das causas associadas a uma possível diminuição na eficiência de estações de tratamento está relacionada com as oscilações de vazão e de carga a montante do reator biológico. As mesmas podem sobrecarregar os reatores ou demandar uma quantidade extra de oxigênio dissolvido (SOARES, 2010). Assim, buscou-se relacionar também a carga orgânica, utilizando-se os dados de vazão e DBO₅.

Conforme o projeto da ETE, a vazão de projeto do reator biológico é de 36.000 m³/mês. Relacionando com os valores de vazão de entrada do reator, pode-se concluir que o mesmo operou durante todo o período estudado abaixo de sua capacidade total. Quando foi encaminhada a maior vazão, o sistema operou com apenas 37,71% de sua capacidade total, enquanto que no período com menor vazão tratada, esse valor ficou em 21,25 %. De acordo com o valor médio tratado ao longo do período estudado, obtém-se uma vazão de 10.250 m³/mês, o que corresponde a apenas 28,47% da capacidade total de recebimento.

No projeto da referida ETE, a carga orgânica é de 57.888 KgDBO₅/mês. No estudo realizado o valor máximo encontrado foi de 11.729,76 KgDBO₅/mês, referente ao mês de outubro de 2015, utilizando a Equação 3.

Gráfico 9 – Variação da vazão e da carga orgânica ao longo do período estudado



Fonte: Do autor (2016).

Observa-se no Gráfico 9 que não houve nenhuma grande variação ao longo do período estudado. Os meses de março de 2014 e janeiro de 2016 configuram os dois pontos extremos de vazão tratada pela ETE. O período de março de 2014 apresentou a maior vazão tratada, de 13.578 m³/mês, e o período de janeiro de 2016, a menor vazão tratada, correspondente a 7.650 m³/mês.

Considerando que o reator biológico apresenta um volume útil de 3.120 m³, e a vazão média foi de 10.250 m³/mês (342 m³/dia), utilizando a equação 1, tem-se um TDH de aproximadamente 9 dias e 2 horas.

No Gráfico 9, se destaca também a carga orgânica do efluente a montante do reator, calculada através da equação 3, tendo como valores mais baixos em julho de 2014 (4.770,41 KgDBO₅/mês) e valor máximo em outubro de 2015 (11.729,76 KgDBO₅/mês). Logo, tratando-se de carga orgânica e considerando a maior carga recebida no período estudado, o sistema vem recebendo apenas 20,26% de sua capacidade máxima.

4.4 Melhoria proposta para a ETE

Com base nos resultados apresentados, acredita-se que um dos principais problemas que a ETE apresenta atualmente é a deficiência na disponibilidade de OD no reator biológico. Diante disto, propõe-se a alteração do sistema de aeração, visto que pela profundidade do reator biológico (6,0 m), não se aconselha a utilização do conjunto de aeradores superficiais.

Uma possibilidade de um sistema de aeração que pode ser instalado refere-se ao sistema circular de membrana (EPDM) E&F 230 mm, do tipo ar difuso. Este foi instalado em uma lagoa com aproximadamente 5,0 metros de profundidade e volume útil de 4.600m³, pertencente à mesma indústria de laticínio do estudo aqui apresentado.

A empresa possuía outra lagoa impermeabilizada que vinha sendo utilizada como emergência. Foi optado pela adequação da mesma, transformando-a em um sistema biológico, do tipo lodo ativado, com aeração prolongada, e com sistema de transferência de OD através de difusores instalados no fundo da lagoa. A potência instalada projetada é de 150 cv através de três motores sopradores, mas por enquanto, a mesma instalou apenas dois sopradores, cada um com a capacidade de 50 cv cada (FIGURA 21).

Figura 21 – Vista dos dois sopradores de ar



Fonte: Do autor (2016).

Após as devidas instalações e adequações na lagoa que antes servia como emergência, há aproximadamente dois meses, a mesma vem realizando o tratamento médio de $600 \text{ m}^3/\text{dia}$ de efluente originários da indústria de laticínio e do frigorífico. As concentrações de OD vêm variando de $2 \text{ mgO}_2/\text{L}$, quando opera apenas com um soprador (50 cv) até $6 \text{ mgO}_2/\text{L}$, quando trabalha com dois sopradores (100 cv). Em nenhum momento desde o início da operação o sistema operou com uma concentração de OD abaixo de $2 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Os parâmetros físicos e químicos a montante do reator são muito semelhantes aos do apresentado no presente estudo.

Como se pode perceber na Figura 22, o sistema de difusão foi instalado no fundo da lagoa, evita problemas de transferência de OD, além de abranger uma área mais completa da lagoa evitando zonas mortas.

Figura 22 – Detalhe da instalação do sistema de ar difuso



Fonte: Do autor (2016)

Acredita-se que o mesmo sistema possa a ser instalado no reator biológico estudado. Não necessariamente a mesma marca e o mesmo modelo, mas aconselha-se que seja um sistema de difusão, para que a eficiência da lagoa se mantenha mais constante e que a mesma possa receber uma vazão maior para tratamento.

No estudo de Berzin (2001), o qual avaliou uma lagoa aerada com 5,0 metros de profundidade, verificou-se que a transferência de OD via difusão é superior ao do sistema mecanizado, pois há um contato em toda a profundidade do tanque. O autor observou também que o sistema de ar difuso obteve uma redução no custo de energia elétrica na ordem de 60%, quando comparado com o sistema mecanizado, acarretando economia de aproximadamente 27% por m³ de efluente tratado. O referido trabalho também verificou que o *payback*, ou seja, o tempo decorrido entre o investimento inicial e o momento no qual o lucro se iguala ao valor desse investimento, é de um ano e meio.

De acordo com a Feira Nacional de Saneamento e Higiene (FENASA, texto digital) na aeração mecanizada, a transferência de oxigênio carece de uma quantidade maior de energia, visto o processo não ser tão eficiente. Por tratar-se de um tipo de contato diferente ao do sistema ar difuso, em geral apresenta baixo desempenho em tanques ou lagoas com profundidades acima de 3,0 metros. No sistema de ar difuso, ao contrário, a eficiência se dá no tempo de contato entre as

microbolhas e o efluente. Assim, quanto maior o tempo de contato, maior será a eficiência na transferência de OD, implicando, de forma direta, demanda menor de potência instalada. Sendo assim, em lagoas com profundidades superiores a 3,0 metros e providas de aeração difusa, o consumo energético é na ordem de 60 % menor do que aeradores mecânicos.

De acordo com o Quadro 4, pode-se visualizar que em um sistema de difusão, quanto maior a profundidade, maior será a eficiência na transferência de oxigênio dissolvido.

5 CONCLUSÃO

Ao longo do período analisado do sistema de tratamento de efluentes da indústria de laticínio, buscou-se o entendimento do funcionamento do sistema, a fim de compreender os resultados apresentados, que foram aliados a pesquisas bibliográficas. Desta forma, visando à manutenção da eficiência da referida ETE, e diminuindo o impacto causado pelo lançamento do efluente no meio ambiente, foram sugeridas adequações operacionais ou tecnológicas.

Não foram verificados problemas relacionados com a vazão ou com a carga orgânica apresentada no período estudado. Os valores encontrados estiveram bem abaixo do projetado para a ETE, sendo que a vazão máxima de projeto é de 36.000m³/mês e o mês que apresentou o maior valor de vazão foi de 13.578 m³/mês, representando apenas 37,72% da capacidade de tratamento. A carga orgânica afluente também foi baixa, visto que a carga projetada é de 57.888 KgDBO₅/mês e o mês que obteve o maior valor de carga apresentou valor de 11.729,76 KgDBO₅/mês, representando apenas 20,26% da carga recebida.

Com relação à eficiência de parâmetros físicos e químicos, a ETE atendeu em 100% os padrões de lançamento estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06, de temperatura, pH e óleos e graxas vegetal e mineral. A DBO₅ esteve em três momentos fora do padrão, enquanto a DQO apresentou apenas um momento. Os sólidos suspensos totais estiveram fora do padrão de janeiro a março de 2014 e fevereiro e março de 2016, períodos semelhantes ao da DBO₅. Os parâmetros relacionados a nutrientes foram os que mais se destoaram, oscilando fora do padrão estabelecido ao longo do período estudado. Contudo, as concentrações mais altas destes foram apresentadas nos períodos semelhantes aos em que o parâmetro SST também estava fora do padrão.

Percebeu-se também que um dos grandes problemas operacionais da ETE está relacionado à transferência de OD para o reator biológico, tipo lodo ativado. Os três pontos medidos no reator apresentaram concentração inferior do que indica a bibliografia, permanecendo em sua totalidade abaixo de 2,0 mgO₂/L. Ressalta-se que as medições foram realizadas em apenas um metro de profundidade, e o reator possui uma profundidade de 6 metros.

Com relação à remoção de matéria orgânica (DBO₅ e DQO), os valores baixos de OD não refletiram tanto na saída final orgânica. As concentrações de OD apresentadas conseguiram suprir a necessidade para a remoção de matéria orgânica.

Contudo, os valores de NTK e P foram os que mais apresentaram valores de lançamento fora do padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 128/06 (sem considerar a eficiência). Bem pudera frente ao exposto dos resultados das concentrações de OD, que em nenhum dos três pontos analisados passou de 2,0 mgO₂/L.

Notou-se também que no verão, os valores da temperatura do interior do reator biológico aumentaram e a concentração de OD diminuiu, sendo o principal problema relacionado à instabilidade da eficiência nesses períodos principalmente nos inícios dos anos 2014 e 2016. Já no inverno, a temperatura no interior do reator biológico diminuiu e as concentrações de OD aumentaram, logo, tiveram menos problemas relacionados ao lançamento do efluente fora do padrão permitido pela Resolução CONSEMA 128/06, sendo representado pelos parâmetros SST, NTK e P.

Por fim, acredita-se que devido aos baixos valores apresentados de OD e a profundidade do reator biológico de 6,0 metros, recomenda-se a troca do sistema de aeração mecânico por outro mais eficiente. A proposta apresentada é a instalação de um sistema tipo ar difuso, que apresenta boa eficiência em lagoas ou tanques mais profundos, além de consumirem menor energia elétrica, devido a uma demanda de potência menor requerida para a transferência de OD.

Salienta-se ainda que devem ser refeitos os cálculos do projeto, com os dados apresentados ao longo desses dois anos e quatro meses estudados. Caso necessário, recomenda-se a utilização de mais parâmetros, os quais não foram contemplados no presente estudo. No período em questão, a ETE apresentou

oscilações e baixa eficiência na remoção de certos parâmetros, sendo que a mesma operou com valores baixos tanto de vazão, quanto de parâmetros físicos e químicos.

REFERÊNCIAS

ADULKAR, T.V.; RATHOD, V.K. Ultrasound assisted enzymatic pre-treatment of high fat content dairy wastewater. **Ultrasonics Sonochemistry**, 21: 1083-1089. 2014.

ANDRADE, L. H. de. **Tratamento de Efluente de Indústria de Laticínios por duas Configurações de Biorreator com Membranas e Nano Filtração Visando o Reuso**. 2011. 214 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) –Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2011.

ALMEIDA, Edna dos Santos. **Tratamento do efluente da indústria de queijos por processos biológicos e químicos**. Dezembro 2004. 81p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICA. **NBR 12209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitários. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICA. **NBR 14339**: Água – Determinação de pH – Método eletrométrico. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

AZZOLINI, José Carlos; FABRO, Lucas Fernando. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de Santa Catarina. **Unoesc & ciência** – ACET, v. 1, n. 4, p. 43-60. 2013.

BAUR, L. **Estudo e identificação de nitrogênio em efluentes de curtume**. Dissertação (mestrado) – Departamento de Engenharia Química, UFRGS, Porto Alegre, 2012.

BEGNINI, B.C.; Ribeiro, H.B. Plano para redução de carga poluidora em indústria de laticínios. **Saúde Meio Ambiente**. v. 3, n. 1, p. 19-30.2014.

BERZIN, Gilberto. Afinal, qual é melhor, aeração mecânica ou aeração por ar difuso em estações de tratamento de esgotos. O caso de Jundiaí – SP. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2001

BRASIL. **Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011**, dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complemente e altera a Resolução 357/2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente.

CARVALHO, Glauco Rodrigues. A indústria de laticínios no Brasil: passado, presente e futuro. **Circular Técnica nº 102 da Embrapa gado e leite**. ISSN 1678-037x. 12 p. Juiz de fora, Dezembro de 2010.

CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de Tratamento de efluentes industriais**. Editora: J.E. Cavalcanti, 2009.

CHEMIN, B. F. **Manual da Univates para Trabalhos Acadêmicos**: planejamento, elaboração e apresentação. 3. Ed. Lajeado: Univates, 2015.

CHERNICHARO, C. A. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CLAAS, Isabel Cristina. **Lodos ativados**: Princípios teóricos fundamentais, operação e controle. Porto Alegre: Evangraf, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Semiárido**. Juiz de Fora, 2011. Disponível em: <<http://www.cnpqgl.embrapa.br/sistema/semiariado/importancia.html>>. Acesso em: 02 mar. 2016.

FEIRA NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE – FENASAN. **Comparativo**: ar difuso x aerador mecânico. Disponível em: <<http://www.fenasan.com.br/br/imprensa/divulgacao-de-expositores/592-comparativo-ar-difuso-x-aerador-mecanico.html>>. Acesso em: 09 out. 2016.

FELIPPE, S. W. **Caracterização e Tratabilidade do Efluente Líquido da Indústria de Laticínios Fortuna Ltda**, 25 de junho de 2009, p.51. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense-UNESC, Criciúma, 2009.

FIORUCCI, A.R; BENEDETTI, E.F. Oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos. **Química nova na escola**, n. 19, p. 10-16, 2005.

FORNARI, M. M. T. **Aplicação Técnica de Eletro-floculação no Tratamento de Efluentes de Cortumes**. Dissertação (mestrado) – Engenharia Química. Toledo – PR: Universidade Federal do Oeste do Paraná. 2008.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL – FEPAM. **Licenciamento**. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/central/licenciamento.asp>>. Acesso em: 10 abr. 2016.

GIORDANO, Gandhi. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro, 2004. 81p. Apostila. Disponível em: <<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAA9OwAl/tratamento--controle-efluentes-industriais>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

GUTTERRES, M; AQUIM, P. M. **Wastewater reuse focused on Industrial Applications**. Wastewater Reuse and Management. 1. ed., 2013.

HENARES, J.F. **Caracterização do efluente de laticínio: análise e proposta de tratamento**. Universidade tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão. 2015.

HENRIQUE, I.N.; SOUSA, J.T.; CEBALLOS, B.S.O.de; BRASIL, D.P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.2, p. 197-204. 2010.

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 181-188. 2002.

IMHOFF, Karl; IMHOFF, Klaus R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. Tradução da 26. Ed. São Paulo: EDGAR BLUCHER LTDA, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Abate, leite, couro e ovos**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201504_2.shtm>. Acesso em: 05 maio 2016.

_____. **Importância**. Disponível em: <<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/BovinoLeiteRegiaoSudoesteRioGrandeSul/importancia.htm>>. Acesso em: 06 maio 2016.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro, 1050p. 2011.

KONRAD, O.; LUMI, M.; SECCHI, F.J.; BRIETZKE, D.T.; SALVIATO, L. F. Eficiência no polimento do efluente de vinícola utilizando o sistema de “Wetland” construído. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 178-187, 2013.

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUERÊDO, D.V.; FERREIRA, P.E. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. **Projeto Minas Ambiente**, Belo Horizonte, 224p. 2002.

MERCADO, Luisa W.; BUSSAMARA, Roberta; AGNOL, Luciane Dall; VAINSTEIN, Marilene H. **Aplicação da lipase no tratamento de efluentes**. UFRGS. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/44641>>. Acesso em: 20 maio 2016.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. Boston: Mc Graw Hill, 2003.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. ABES. PROSAB. Fortaleza, 2009.

NETTO, J.M.A, et al. **Manual de hidráulica**. 8. ed. Editora Edgard Blucher: São Paulo, 1998.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4. ed. Aracaju, 2004.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. J. Andrade, Aracaju, 2012.

NUVOLARI, A. et al. **Esgoto Sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: Edgar Blucher, 2003.

ONU. **Declaração da ONU água para o dia mundial da água**. Brasil, 2010.

POKRYWIECKI, T.S.; GUMY; M.P.; TONIAL, I.B.; POKRYWIECKI, J.C. Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Ciência Agrária Ambiental**, v.11, Supl. 1, p. S155-S161, Curitiba. 2013.

PEIRANO, M. Tratamento de efluentes em laticínio. **Revista leite & derivados**, março-abril, p. 78 – 86, 2010.

PEREIRA, A.L.S; VIMIEIRO, G.V; PRADO, F.V. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de efluentes de um laticínio do estado de Minas Gerais. **IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Cruz das Almas, Bahia. 2016

PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2002. 194 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

REIS, F. S.; KEMPKA, A. P. Avaliação de parâmetros operacionais de um sistema de lodos ativados utilizado no tratamento de efluente lácteo. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.9, n.1, p.19-30.2015.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 128, de 2006. **Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 24 nov. 2006.

SANT'ANNA JR., G. L. **Tratamento biológico de efluentes**: fundamentos e aplicações. 2. ed. Rio de Janeiro. Interciência, 2013.

SANTOS, A. M.; SILVA, S. R.; CARVALHO, S. H. V.; SOLETTI, J. I. Tratamento de efluentes lácteos através de coagulação química e Sedimentação. **SciELO**. Unidade Acadêmica Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas. Tabuleiro dos Martins, Campus A. C. Simões, Maceió - AL, 2009.

SARAIVA, C.B.; MENDONCA, R.; SANTOS, A.; PEREIRA, D.A. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Revista Inst. Latic. Cândido Tostes**, n. 367/368, p.10-18. 2009.

SCHNEIDER, T. **Aplicação de Tecnologias Limpas para a Remoção de Nitrogênio em Efluentes de Cortume**. Monografia (Graduação). Curso de Engenharia Industrial Química. Universidade Feevale. Novo Hamburgo. 2009.

SILVA FILHO, H.A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SIMÃO, J. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma empresa de usinagem sobre o enfoque da produção mais limpa**. Dissertação (Mestrado) – Escola de engenharia de São Carlo. Universidade de São Paulo, São Carlo, 2011.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS – SINDILAT. **Produção de leite no RS cresce o dobro da do Brasil nos últimos dez anos**. Disponível em: <<http://www.sindilat.com.br/index.php/noticias/163-producao-de-leite-do-rs-cresce-quase-o-dobro-da-do-brasil-nos-ultimos-dez-anos>>. Acesso em: 06 jun. 2016.

SKORONSKI, Everton. **Introdução aos processos de condicionamento de água para reuso**. Tubarão: Universidade do Sul de Santa Catarina, 2008.

SOARES, Tiago Magalhaes. **Desenvolvimento de controle avançado para processos de aeração por ar difuso visando aplicação em sistemas de tratamento de efluentes**. Dissertação. Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 2010.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. Ed. Washington, APHA/AWWAWEF, 2012.

TELLES, D.A.; COSTA, R.H. **Reuso da água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2007.

TCHOBANOGLOUS G, BURTON F.L., DAVID-STENSEL H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse** In: Metcalf & Eddy, Inc. 4th ed. New York McGraw-Hill Companies, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. v. 1.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

_____. **Lodos ativados**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.

YADAV, T. C.; KHARDENAVIS, A. A.; KAPLEY, A. 2014. Shifts in microbial community in response to dissolved oxygen levels in activated sludge. **Bioresource Technology**, 165:257-264.